

UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS
Departamento de Ecología



TESIS DOCTORAL

**Identificación de prioridades espaciales para delimitar un
espacio natural protegido en un ambiente árido, Isla de
Fuerteventura (Canarias)**

MEMORIA PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR

PRESENTADA POR

Daniela Gaspar García Matos

Directores

**María Fe Schmitz
Francisco Díaz Pineda**

Madrid, 2018



Universidad Complutense de Madrid
Facultad de Ciencias Biológicas

**IDENTIFICACIÓN DE PRIORIDADES ESPACIALES PARA
DELIMITAR UN ESPACIO NATURAL PROTEGIDO EN UN
AMBIENTE ÁRIDO. ISLA DE FUERTEVENTURA (CANARIAS)**

Tesis Doctoral

Daniela Gaspar Garcia de Matos

Directores

María Fe Schmitz y Francisco Díaz Pineda

2017



UNIVERSIDAD
COMPLUTENSE
MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

**IDENTIFICACIÓN DE PRIORIDADES ESPACIALES PARA
DELIMITAR UN ESPACIO NATURAL PROTEGIDO EN UN
AMBIENTE ÁRIDO. ISLA DE FUERTEVENTURA (CANARIAS)**

Memoria de Tesis presentada para optar al grado de Doctor

Daniela Gaspar Garcia de Matos

Dirigida por la Dra. María Fe Schmitz y el Dr. Francisco Díaz Pineda, de la
Universidad Complutense de Madrid

La doctoranda

VºBº de la directora

VºBº del director

Daniela Gaspar Garcia de Matos

María Fe Schmitz

Francisco Díaz Pineda

Madrid, 2017

*A mi madre
(Por haber sido ella)*

*A mis sobrinas Laís y Lea
(Por el amor y la esperanza que siembran en mí)*

Agradecimientos

La conclusión de esta tesis doctoral es fruto de un largo recorrido que sólo me ha sido posible por el apoyo y colaboración de muchas personas, en los más diferentes aspectos. Algunas están aquí conmigo y otras en mis recuerdos. Sin importar en dónde estén o si alguna vez llegan a leer estas palabras, a todas ellas, **mil GRACIAS** por el soporte en las diferentes etapas del desarrollo de este trabajo.

A María Fe Schmitz y a Francisco Díaz Pineda, directores de esta tesis: A María Fe Schmitz, por darme la oportunidad de llevar adelante este proyecto junto a su grupo de investigación, por su lucidez, objetividad y precisión. Por las correcciones e ideas que han enriquecido notablemente el resultado final de este trabajo. A Francisco Díaz Pineda, por la felicidad y el privilegio de aprender de él. Por su capacidad de trabajo e incansable dedicación a la ciencia, por su optimismo y estímulo constantes. A ambos, por el placer de trabajar juntos y por las largas y enriquecedoras discusiones que hemos mantenido a lo largo de estos años.

A Pablo Díaz y Diego Ruiz-Labourdette por acompañarme desde el inicio, por la ayuda con las cosas más insospechadas. Gracias por vuestra generosidad, colaboración y amistad.

A Rocío, Katy, Sandra, Irene y Anita por los tantos “cafetitos de las 12:00” cuando compartimos nuestras alegrías, penas y anécdotas. Rocío, Katty y Anita, gracias por aquellos días lluviosos y fríos en el refugio sin ventanas del Alto Tajo, por la hazaña de encender el fuego con leña mojada, por la “cena de gala” en el suelo, por las rutas por aquellos paisajes, todo ello quedará en mi memoria ocupando el lugar de los mejores recuerdos (I@s biólog@s tenemos gustos dudosos). Muchas gracias por vuestra amistad y por hacerlo todo más llevadero.

A Paloma por haber vivido esta tesis conmigo día a día. Por su apoyo, comprensión y paciencia. Por interesarse y conocer gran parte de lo que aquí está escrito. Por durante meses ver la tele con los cascos puestos por no molestarme mientras redactaba el documento final... No dejo de preguntarme cómo me ha soportado, sobre todo, estos últimos meses de largas noches en vela. Gracias por encontrar fuerzas para ello y por compartir sueños, conquistas y vida conmigo.

A los “García de Matos” y amigos de Brasil, especialmente a Laudemira Rabelo y Cecilia Colares, que aunque geográficamente distantes estuvieron a mi lado, escuchándome en momentos difíciles, animándome a seguir adelante y a poner fin a esta aventura. “Muito obrigada”.

Al Cabildo de Fuerteventura, especialmente a D. Mario Cabrera (Presidente del Cabildo), D. Tony Gallardo (Gerente del Cabildo) y Dña. Natalia Evora (Consejera de Ambiente del Cabildo) por facilitar el Convenio para el desarrollo del Proyecto 314/2006; 228/2008, gracias al cual dispusimos de fondos para el desarrollo de buena parte de esta tesis.

A *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nivel Superior* (CAPES) y Agencia Española de Cooperación Internacional (AECID) que hicieron posible mi estancia en España para la realización de mis estudios de doctorado y el desarrollo del trabajo de tesis.

Por último mi agradecimiento a España este país acogedor que me recibió de brazos abiertos y me hizo sentir como en casa, que me encantó (y sigue encantando) con su gente, su idioma, sus montañas y mares, con sus quesos y vinos... A este querido país, gracias por estos años inolvidables y sobre todo, por los amigos y la familia que encontré por aquí.

*“A beleza não está nem na luz da manhã nem na sombra da
noite, está no crepúsculo, nesse meio tom, nessa incerteza”*

Lygia Fagundes Telles

ÍNDICE	i
ÍNDICE DE FIGURAS	v
ÍNDICE DE TABLAS	vii
ABSTRACT	ix
RESUMEN	xi
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Contexto y motivación de la Tesis	1
1.2. Objetivo y estructura general	2
PARTE I	
MARCO DE REFERENCIA: ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS Y AMBIENTES ÁRIDOS	4
2. ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS	5
2.1. Una estrategia ante la pérdida global de biodiversidad y servicios ecosistémicos	5
2.2. Revisión conceptual de los Espacios Naturales Protegidos	6
2.3. Estatus global de la superficie protegida	8
2.4. Figuras de protección en España	8
2.4.1. Estatus del territorio actualmente protegido en España	10
2.4.2. Parques Nacionales españoles	11
2.5. Planificación y gestión moderna de los Espacios Naturales Protegidos	12
2.5.1. Los Espacios Naturales Protegidos en la planificación integrada del territorio	12
2.5.2. Participación de la población local	14
2.5.3. Los Espacios Naturales Protegidos como producto turístico	16
2.5.3.1. <i>Percepción del paisaje y oferta turística</i>	17
3. AMBIENTES ÁRIDOS	19
3.1. Características, extensión y vulnerabilidad	19
3.2. Estado de protección y enfoque ecohidrológico de conservación	20
3.3. Turismo en ambientes áridos. Tendencias, oportunidades y amenazas	22
PARTE II	
4. ÁREA DE ESTUDIO	25
4.1. Características ecológicas y biogeográficas	25

4.2. Características socio-ecológicas y protección territorial	28
5. ZONIFICACIÓN Y CARTOGRAFÍA ECOLÓGICA. BASES METODOLÓGICAS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE INDICADORES DEL PAISAJE	35
5.1. Introducción	35
5.2. Método	40
5.2.1. Recopilación y preparación de datos	43
5.2.2. Análisis numéricos	43
5.2.3. Cuantificación de la relación entre la estructura del paisaje y sus condicionantes geóticos	44
5.2.4. Análisis vectorial del plano de ordenación y cartografía ecológica	45
5.3. Resultados	47
5.3.1. Detección de gradientes físicos y de paisaje	47
5.3.1.1. <i>Variabilidad climática</i>	47
5.3.1.2. <i>Variabilidad litológica</i>	47
5.3.1.3. <i>Variabilidad geomorfológica</i>	48
5.3.1.4. <i>Variabilidad biótico-cultural del paisaje</i>	49
5.3.2. Relación entre la estructura del paisaje y el ambiente físico	50
5.3.3. Integración y cartografía de las relaciones espaciales del paisaje	53
5.4. Discusión	54
5.5. Conclusión	58
6. CARACTERIZACIÓN Y CARTOGRAFÍA DE LA CONECTIVIDAD ECOHIDROLÓGICA. UN RECURSO PARA LA OPTIMIZACIÓN DEL DISEÑO DE UN PARQUE NACIONAL	61
6.1. Introducción	61
6.2. Método	64
6.2.1. Cálculo de componentes de la conectividad	67
6.2.1.1. <i>Ralentización potencial de flujos</i>	67
6.2.1.2. <i>Interacciones cíclicas</i>	69
6.2.1.3. <i>Interacciones unidireccionales</i>	76
6.2.2. Cálculo de la conectividad ecohidrológica	78
6.2.3. Cartografía temática	79
6.3. Resultados	80
6.3.1. Descripción de las zonas de conectividad ecohidrológica	82

6.3.2. Conectividad ecohidrológica y la red de Espacios Naturales Protegidos	86
6.4. Discusión	87
6.5. Conclusiones	90
7. PROPUESTA DE UN PARQUE NACIONAL. EVALUACIÓN Y TOMA DE DECISIONES DE EXPERTOS Y ACTORES SOCIALES	91
7.1. Introducción	91
7.2. Método	95
7.2.1. Zonificación ecológica realizada por expertos	97
7.2.1.1. Valoración y cartografía del paisaje	99
7.2.1.1.1. Asignación y ponderación de valores de las variables de paisaje según criterios de expertos	100
7.2.1.1.2. Asignación y ponderación de valores de paisaje de las cuadrículas	102
7.2.1.2. Valoración de variables temáticas	102
7.2.1.2.1. Valoración temática inicial	105
7.2.1.2.2. Valoración temática tras la afección potencial de actividades en el territorio (Valoración final)	108
7.2.1.3. Elaboración de las matrices temáticas de valoración inicial (MVTI) y final (MVTF)	108
7.2.1.4. Relación entre el valor del paisaje y el de sus componentes temáticos	109
7.2.1.5. Escenarios de cambio e impactos ambientales de las hipótesis de uso	111
7.2.1.5.1. Efectos de la incidencia de actividades sobre el valor del paisaje	111
7.2.1.5.2. Impactos ambientales de las actividades propuestas	112
7.2.1.6. Diagnóstico de la capacidad de acogida. Zonificación ecológica por expertos	113
7.2.2. Valoración del paisaje por actores sociales	116
7.2.3. Integración de zonas comunes de alto valor ecológico-paisajístico	120
7.2.4. Delimitación de zonas compatibles con la figura de Parque Nacional	122
7.3. RESULTADOS	123
7.3.1. Valoración inicial del paisaje y de sus componentes temáticos. Cartografía resultante	123

7.3.2. Relación entre el valor del paisaje y el de sus componentes temáticos	127
7.3.3. Escenarios de cambios e impactos ambientales de las hipótesis de uso	129
7.3.4. Zonificación ecológica por expertos	133
7.3.5. Zonificación del paisaje por actores sociales	134
7.3.6. Zonas de alto valor ecológico-paisajístico: integración de la perspectiva de expertos y actores sociales	138
7.3.7. Zonas idóneas para el establecimiento del Parque Nacional	139
7.4. Discusión	141
7.5. Conclusiones	147
8. CONCLUSIONES GENERALES	151
8.1. Marco conceptual de los Espacios Naturales Protegidos	151
8.2. Procedimientos desarrollados	151
9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	155
APÉNDICES	
Apéndices del apartado 2	195
Apéndices del apartado 3	198
Apéndices del apartado 5	199
Apéndices del apartado 6	203
Apéndices del apartado 7	205

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1.	Esquema general de la estructura de la Tesis	3
Figura 2.1.	Evolución de la proporción de superficie terrestre y marina cubierta por Espacios Naturales Protegidos por año de designación	8
Figura 2.2.	Figuras de protección del patrimonio natural y de la biodiversidad en España. De acuerdo con la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.	10
Figura 3.1.	Situación de protección de las zonas áridas de la Tierra	21
Figura 4.1.	Mapa de localización de Fuerteventura	25
Figura 4.2.	Fotos de distintos puntos del territorio insular que ilustran el aspecto desértico de su paisaje actual	29
Figura 4.3.	Sistema agrario tradicional de aprovechamiento de aguas superficiales (“gavias”) en el macizo de Betancuria	31
Figura 4.4.	Mapa de zonificación adaptado del Plan de Acción de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura, reconocida por la UNESCO en 2009	32
Figura 4.5.	Espacios Naturales Protegidos declarados en Fuerteventura (hasta julio de 2016)	33
Figura 4.6.	Espacios terrestres de la Red Natura 2000 declarados en Fuerteventura (hasta febrero de 2016)	34
Figura 5.1.	Fotografías de amplia perspectiva que muestran el aspecto desértico y homogéneo de prácticamente toda la isla.	41
Figura 5.2.	Esquema metodológico	42
Figura 5.3.	Principales gradientes de variación detectados en el paisaje de Fuerteventura	52
Figura 5.4.	Análisis vectorial del plano del ACP	53
Figura 5.5.	Cartografía de las principales tendencias de variación del paisaje de Fuerteventura	54
Figura 6.1.	Esquema del modelo de conectividad ecohidrológica desarrollado en la isla de Fuerteventura	67
Figura 6.2.	Esquema de obtención del <i>Grid</i> de ralentización potencial de flujos hídricos	69
Figura 6.3.	Esquema de valoración de variables biofísicas según su contribución potencial a la retención de agua	73
Figura 6.4.	Esquema de cuantificación de variables vinculadas a la retención de flujos hídricos y obtención de coeficientes de ponderación	74
Figura 6.5.	Esquema de obtención de la cartografía y del <i>grid</i> de potencial global de retención hídrica (PGR)	75

Figura 6.6.	Modelado hidrológico para la estimación de las interacciones unidireccionales	78
Figura 6.7.	Cálculo de la conectividad ecohidrológica	79
Figura 6.8.	Obtención del <i>grid</i> y cartografía de la conectividad ecohidrológica	80
Figura 6.9.	Cartografía de la conectividad ecohidrológica en Fuerteventura	81
Figura 6.10.	Cobertura (%) de los subórdenes de suelos identificados en las zonas de conectividad ecohidrológica	84
Figura 6.11.	Tipos litológicos predominantes en las zonas de conectividad ecohidrológica identificadas	85
Figura 6.12.	Principales coberturas y usos del suelo en las zonas de conectividad ecohidrológica identificadas	86
Figura 6.13.	Superficie de las zonas de conectividad ecohidrológica comprendida en la red de Espacios Naturales Protegidos de Fuerteventura	87
Figura 7.1.	Esquema metodológico del procedimiento diseñado para la identificación de áreas compatibles con la figura de Parque Nacional en Fuerteventura	96
Figura 7.2.	Representación geométrica de la contribución de un punto a la varianza absorbida por una componente principal	100
Figura 7.3.	Asignación por expertos de valores de conservación a las variables descriptoras de las principales tendencias de variación de paisaje de Fuerteventura, obtenidas a partir de un ACP	101
Figura 7.4.	Valoración inicial del paisaje de las unidades de análisis espacial (cuadrículas)	103
Figura 7.5.	Esquema de valoración de variables temáticas	104
Figura 7.6.	Elaboración de matrices de valoración inicial y final de los sectores que componen cada tema (variables temáticas)	109
Figura 7.7.	Relación de dependencia entre el valor del paisaje (valor ambiental) y el de sus componentes temáticos parciales	110
Figura 7.8.	Esquema del procedimiento de cálculo que permite estimar el efecto de la incidencia de las hipótesis de uso en el paisaje (escenarios de cambios ambientales)	112
Figura 7.9.	Cálculo de los impactos ambientales de las hipótesis de uso planteadas	113
Figura 7.10.	Zonificación territorial e identificación de superficies de alto valor ecológico	115
Figura 7.11.	Esquema de evaluación del paisaje y determinación de preferencias territoriales de los actores sociales	119

Figura 7.12.	Esquema del procedimiento de integración de zonas de Alto Valor Ecológico-Paisajístico (Z_{AVEP})	121
Figura 7.13.	Biplot de correlación de variables resultante del ACP que detectó las principales tendencias de variación del paisaje de Fuerteventura	125
Figura 7.14.	Cartografía de la valoración inicial del paisaje de Fuerteventura realizada por expertos	126
Figura 7.15.	Cartografía del valor inicial de las variables temáticas descriptoras de aspectos parciales del paisaje	127
Figura 7.16.	Modelo matemático de dependencia entre el valor del paisaje y el de sus componentes temáticos parciales	128
Figura 7.17.	Esquema de la correspondencia entre el valor del paisaje (valor ambiental) y el de sus componentes parciales	128
Figura 7.18a.	Escenarios ambientales de las hipótesis de uso H1-H7	129
Figura 7.18b.	Escenarios ambientales de las hipótesis de uso H8-H14	130
Figura 7.19a.	Mapas de impacto ambiental de las hipótesis de usos H1-H7	131
Figura 7.19b.	Mapas de impacto ambiental de las hipótesis de usos H8-H14	132
Figura 7.20.	Zonificación ecológica realizada por expertos	134
Figura 7.21.	Zonificación basada en las preferencias de paisaje de la población local (a) y visitantes (b)	135
Figura 7.22.	Imágenes satelitales y principales hitos geomorfológicos de las zonas de alto valor paisajístico (Z_{AVP}) identificadas por la población local y los visitantes de Fuerteventura	137
Figura 7.23.	Zonas de alto valor ecológico-paisajístico (Z_{AVEP})	138
Figura 7.24.	Elementos de fragmentación y focos de perturbación incompatibles con la figura de Parque Nacional considerados en los ajustes de los límites de las Z_{AVEP} para su adecuación a los criterios de continuidad y extensión	139
Figura 7.25.	Zonas prioritarias e idóneas para el establecimiento del Parque Nacional de Zonas Áridas de Fuerteventura	141

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Evolución conceptual de los Espacios Naturales Protegidos	7
Tabla 2.2. Beneficios de la planificación y gestión participativas del patrimonio natural	15
Tabla 5.1. Síntesis de los resultados del ACP de la matriz de datos climáticos asignados al sistema de cuadrículas	47
Tabla 5.2. Síntesis de los resultados del ACP de la matriz de datos litológicos	48
Tabla 5.3. Síntesis de los resultados del ACP de la matriz de características geomorfológicas de Fuerteventura	49
Tabla 5.4. Síntesis de los resultados del ACP de la matriz de características biótico-culturales (vegetación y usos del suelo) del paisaje	50
Tabla 6.1. Sectorización de Fuerteventura en función de su conectividad ecohidrológica	82
Tabla 6.2. Características climáticas de las zonas de conectividad ecohidrológica identificadas	83
Tabla 6.3. Características biofísicas de las zonas de conectividad ecohidrológica identificadas	83
Tabla 7.1. Variables descriptoras del paisaje consideradas en la evaluación realizada por la población local y los visitantes de Fuerteventura con vistas al establecimiento del Parque Nacional	116
Tabla 7.2. Número de encuestas realizadas a la población local y visitantes de Fuerteventura y fechas de las campañas realizadas entre los años de 2009 y 2012	118
Tabla 7.3. Valoración por expertos de las variables originales utilizadas en el análisis de ordenación del paisaje	124
Tabla 7.4. Valores promedio de las variables descriptoras de los cuadrantes del plano de ordenación del paisaje	125
Tabla 7.5. Grupos de actividades según la severidad del daño ambiental ocasionado y la compatibilidad con las restricciones vinculadas a distintas figuras de protección.	133

IDENTIFYING SPATIAL PRIORITIES TO DELIMIT A PROTECTED AREA IN AN ARID ENVIRONMENT. FUERTEVENTURA ISLAND (CANARY ARCHIPELAGO)

ABSTRACT

For decades, Fuerteventura (Canary Islands) has been subjected to a mass coastal tourism, labeled as a "sun and beach" product. At present the economic development of the island depends on this model of tourism industry. The problems caused by the upward growth of tourism (urban development, water scarcity -accentuated by its extremely arid climate-, increased waste generation and decline of traditional rural activities, among others), highlighted the high environmental costs (ecological, socio-economic and cultural) that this model of development was causing and the need for new approaches in land policies.

The new development proposals decided by the local government (a set of municipalities coordinated by the "Cabildo of Fuerteventura") involve the diversification of tourism and the recognition of the value of nature and local traditional culture ("majorera culture"), which could be strengthened with the establishment of a National Park on the island. The development of a National Park project requires the elaboration of a Natural Resources Management Plan (NRMP), in accordance with the Law 42/2007 (of 13 December) on Natural Heritage and Biodiversity. The NRMP is a legal instrument of land planning, whose objective is to define the state of conservation of natural resources and ecosystems of an area, determining limitations of land use and human activities and promoting the implementation of measures for the conservation, restoration and improvement of natural resources. In addition, the NRMP sets the guidelines for the sectoral policies and plans economic and social activities to be compatible with the conservation of the environment. The present PhD thesis has been developed within the framework of the set of preliminary

environmental studies prior to the elaboration of the NRMP of the National Park of Arid Zones of Fuerteventura.

The thesis report presents three complementary researches. In the first one, a method based on the identification of environmental gradients to obtain ecological indicators has been developed. These indicators are useful tools to zoning and mapping arid territories, where land planning decisions are complex because of their relatively homogeneous appearance and very diffuse boundaries between environmental units. The second research is based on the formalization and mapping of ecohydrological connectivity. This ecological process constitutes a good descriptor of the functionality and state of conservation of ecosystems and it should be considered in the delimitation and design of a protected area. The last research evaluates the territory from an ecological and social perspective, and identifies the spatial priorities for the establishment of the National Park. This procedure integrates the valuation of experts, local population and visitors to the island.

The methodological approaches developed in this PhD thesis are novel and useful tools for supporting the participatory design of protected areas, both in arid areas such as the case study as in other environments. They optimize land planning and stakeholder engagement in natural resource management decision-making, considering their perceptions and preferences.

IDENTIFICACIÓN DE PRIORIDADES ESPACIALES PARA DELIMITAR UN ESPACIO NATURAL PROTEGIDO EN UN AMBIENTE ÁRIDO. ISLA DE FUERTEVENTURA (CANARIAS)

RESUMEN

Fuerteventura (Islas Canarias) está sujeta, desde hace décadas, a un modelo de desarrollo turístico basado en sol y playa, del que en la actualidad es económicamente dependiente. Los problemas derivados del gran crecimiento del turismo en la isla (desarrollo urbanístico, escasez de agua acentuada por su clima extremadamente árido, incremento en la generación de residuos y reducción de las actividades rurales tradicionales, entre otros), han puesto en evidencia los altos costes ambientales (ecológicos, socioeconómicos y culturales) que este modelo de desarrollo ha provocado y la necesidad de nuevos planteamientos en las políticas territoriales.

Las nuevas vías de desarrollo propuestas por la Administración local de la isla (conjunto de municipios coordinados por el Cabildo de Fuerteventura) implican la diversificación de la actividad turística y la puesta en valor de la naturaleza y de la cultura local tradicional ("cultura mayorera"), que podrían reforzarse con el establecimiento de un Parque Nacional. El desarrollo del proyecto de declaración de un Parque Nacional requiere la elaboración de un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN), de acuerdo con lo establecido en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Un PORN es un instrumento jurídico de planificación, cuyo objetivo es definir el estado de conservación de los recursos naturales y ecosistemas de un determinado ámbito territorial, determinando las limitaciones que se deben establecer a los usos y actividades en la zona y promoviendo la aplicación de medidas de conservación, restauración y mejora de los recursos naturales. Además, el PORN establece los criterios orientadores de las políticas sectoriales y ordena las actividades económicas y sociales para que sean compatibles con la conservación del medio ambiente. Esta Tesis doctoral se ha desarrollado en el marco de referencia de los estudios previos y

necesarios para la realización del PORN del Parque Nacional de Zonas Áridas de Fuerteventura.

La memoria de tesis presenta tres estudios complementarios entre sí. En el primero se desarrolló un método de identificación de gradientes ambientales a partir de los cuales se obtuvo un conjunto de indicadores ecológicos que han demostrado ser útiles en la zonificación y cartografía de territorios áridos, en los que la apariencia relativamente homogénea y las fronteras difusas entre las unidades ambientales que los caracterizan dificultan la toma de decisiones propias de la planificación territorial. En el segundo estudio, se formalizó y cartografió la conectividad ecohidrológica. Este proceso ecológico constituye un buen descriptor de la funcionalidad y el estado de conservación de los ecosistemas y debe ser considerado en la delimitación y diseño de un área protegida. El último estudio evalúa el territorio desde una perspectiva, ecológica y social e identifica las prioridades espaciales para establecer el Parque Nacional. El procedimiento integra la valoración de expertos, de la población local y de visitantes de la isla.

Los métodos desarrollados constituyen instrumentos novedosos y útiles de apoyo al diseño participativo de Espacios Naturales Protegidos, tanto en sistemas áridos, como es el caso de estudio, como en otros tipos de ambientes. Los procedimientos seguidos optimizan la planificación territorial e integran a diferentes actores sociales en las decisiones de gestión de los recursos naturales, considerando sus percepciones y preferencias.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Contexto y motivación de la Tesis

Fuerteventura (Islas Canarias) está sujeta desde hace décadas a un modelo de desarrollo turístico basado en sol y playa, del que en la actualidad es económicamente dependiente. Los problemas derivados del gran crecimiento del turismo en esta isla (desarrollo urbanístico, escasez de agua acentuada por su clima extremadamente árido, aumento de la generación de residuos y reducción de las actividades rurales tradicionales, entre otros), han puesto en evidencia altos costes ambientales (ecológicos, socioeconómicos y culturales) que este modelo de desarrollo ha provocado, así como la necesidad de nuevos planteamientos en las políticas territoriales.

Las vías de desarrollo propuestas recientemente por la Administración local de la isla (conjunto de municipios coordinados por el *Cabildo de Fuerteventura*) implican diversificar la actividad turística y la puesta en valor de la naturaleza y de la cultura local tradicional (“cultura mayorera”). Esto que tiene lugar en una isla ya declarada Reserva de la Biosfera, podría reforzarse con el establecimiento de un Parque Nacional. El desarrollo del proyecto de declaración de un Parque Nacional requiere elaborar un Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN), de acuerdo con lo establecido en la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Un PORN es un instrumento jurídico de planificación, cuyo objetivo es definir el estado de conservación de los recursos naturales y ecosistemas de un determinado ámbito territorial, determinando las limitaciones que se deben establecer a los usos y actividades en la zona y promoviendo medidas de conservación, restauración y mejora de los recursos naturales. El PORN establece además los criterios orientadores de las políticas sectoriales y ordena las actividades económicas y sociales para que sean compatibles con la conservación del ambiente.

Esta Tesis doctoral se ha desarrollado en el marco de referencia de los estudios previos y necesarios para la realización del PORN del ‘Parque Nacional de Zonas Áridas de Fuerteventura’.

1.2. Objetivo y estructura general

La Memoria de Tesis se estructura en dos partes (Fig. 1.1). La primera establece el marco de referencia, centrado en la conceptualización, planificación y gestión de los Espacios Naturales Protegidos (ENPs), especialmente en la figura de Parque Nacional, y su integración en la ordenación territorial y, además, destaca aspectos específicos de ambientes áridos. La segunda parte contiene cinco apartados. El primero es una descripción del área de estudio. Los tres siguientes son estudios complementarios entre sí, que tienen como objetivo la identificación de localizaciones prioritarias para el establecimiento del Parque Nacional de Zonas Áridas de Fuerteventura. En el primero estudio se desarrolló un método de identificación de gradientes ambientales a partir de los cuales se obtuvo un conjunto de indicadores ecológicos que han demostrado ser útiles en la zonificación y cartografía de territorios áridos, en los que la apariencia relativamente homogénea y las fronteras difusas entre las unidades ambientales que los caracterizan dificultan la toma de decisiones propias de la planificación territorial. En el segundo, se formalizó y cartografió la conectividad ecohidrológica. Este fenómeno constituye un buen descriptor de la funcionalidad y del estado de conservación de los ecosistemas y defendemos que debe ser considerado en la delimitación y diseño de un ENP. El último estudio evalúa el territorio desde una perspectiva, ecológica y social e identifica las prioridades espaciales para establecer el Parque Nacional. El procedimiento integra la valoración de expertos, de la población local y de visitantes de la isla.

El documento se cierra con las conclusiones generales de la investigación.

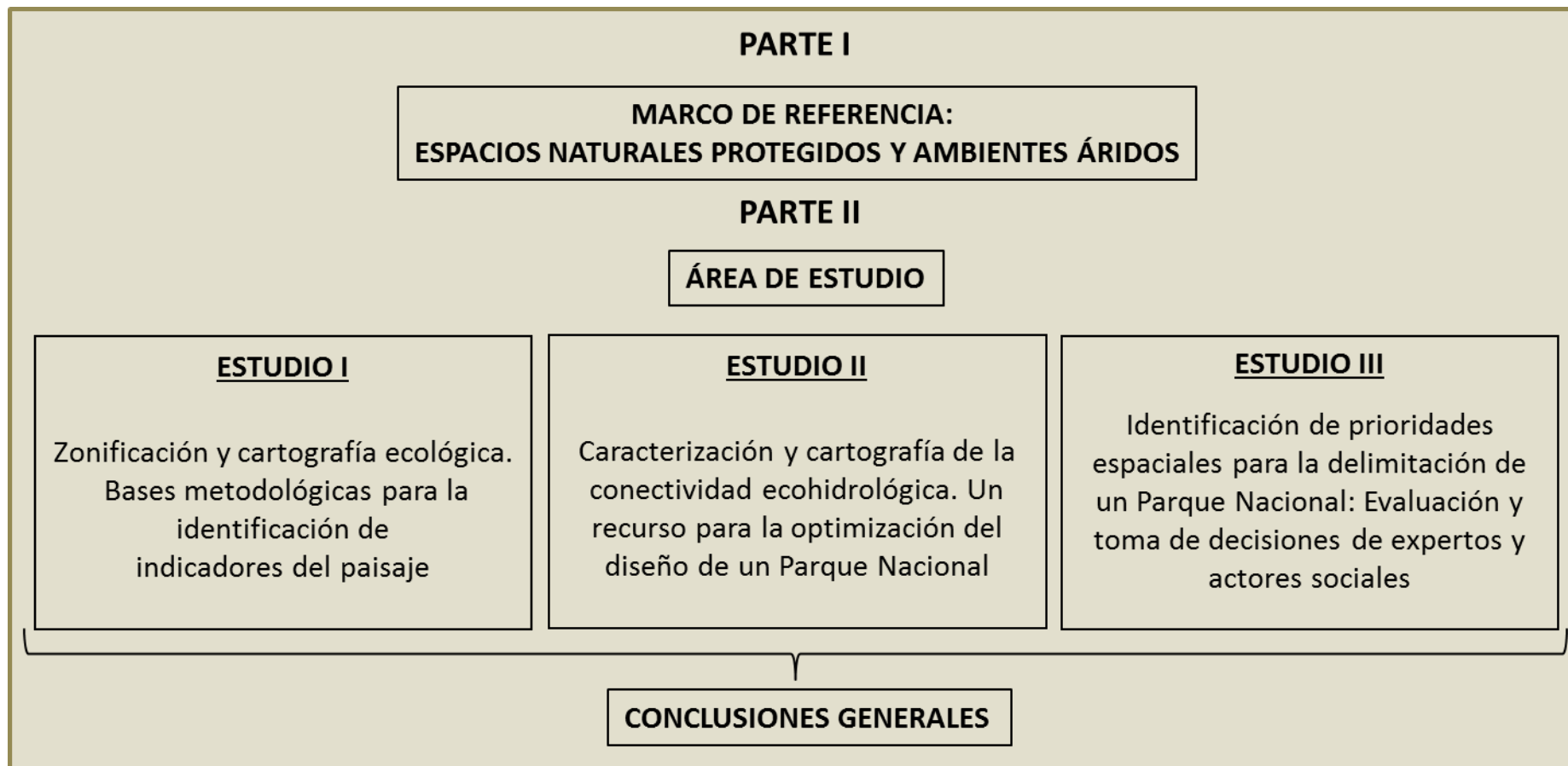


Figura 1.1. Esquema general de la estructura de la Tesis.

2. ESPACIOS NATURALES PROTEGIDOS

2.1. Una estrategia ante la pérdida global de biodiversidad y servicios ecosistémicos

Las actividades humanas producen presiones y cambios en el territorio, con impactos sobre los recursos naturales y la propia sociedad. El crecimiento de la población mundial y de la demanda de alimentos y energía, así como los patrones de producción y consumo, suponen una alteración sin precedentes de los ecosistemas (UNEP 2012; Foley et al. 2005), con importantes consecuencias a nivel global (cambio climático, disminución de la diversidad biológica y de la seguridad hídrica y alimentaria) (Cribb 2017; Watson et al. 2016; Ceballos et al. 2015; Steffen et al. 2007).

La biodiversidad es uno de los componentes esenciales del funcionamiento de los ecosistemas (Ma et al. 2017; O'Connor et al. 2017; Bardgett y van der Putten 2014). Recientemente se ha reconocido que éstos prestan importantes servicios a la sociedad en términos de abastecimiento de materia, energía y espacio, regulación de fenómenos y procesos ecológicos y suministro de bienes de índole cultural (Yoshimura y Hiura 2017; Karabulut et al. 2016; Villasante et al. 2016; Wallace 2007; Millennium Ecosystem Assessment 2005; Costanza et al. 1997).

Los actuales patrones de producción, consumo y ocupación del espacio sitúan a la conservación de la naturaleza en la agenda política internacional y, con ello, la preocupación por el mantenimiento sensato de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. En este sentido, gobiernos y ONGs han asumido diferentes compromisos y establecido acuerdos multilaterales a escala planetaria para minimizar perjuicios e impulsar medidas que incentiven la sostenibilidad (UNEP-WCMC y IUCN 2016; Gandariasbeitia 2012). Entre las diferentes estrategias utilizadas para hacer frente a la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos, los Espacios Naturales Protegidos (ENPs¹) se reconocen como una herramienta efectiva (UNEP-WCMC y IUCN 2016; EUROPARC-España 2016, 2008).

¹ **ENP:** Espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y gestionado, a través de medios legales u otro medio eficaz, para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza con sus servicios ecosistémicos y valores culturales asociados (UNEP-WCMC y IUCN 2016).

2.2. Revisión conceptual de los Espacios Naturales Protegidos

Inicialmente concebidos con enfoque proteccionista, los primeros ENPs se consideraron como santuarios naturales, delimitados en el territorio para salvaguardar la vida silvestre y determinados paisajes singulares. Su planificación y gestión se llevaba a cabo de forma aislada, sin tomar a penas en cuenta la perspectiva de las poblaciones locales (Becerra y Bravo 2008). En la segunda mitad del sXX parece iniciarse una etapa de diferente tendencia y nuevas directrices de planificación y gestión. La Cumbre de Rio de Janeiro y el IV Congreso Mundial de Parques y Espacios Protegidos de Caracas fueron sin duda los nuevos marcos referentes para el desarrollo sostenible. Estos eventos situaron a los ENPs en un contexto mundial de la conservación de la naturaleza que incluía entre sus objetivos, los relativos al bienestar humano. Desde entonces parecen apreciarse perspectivas flexibles e integradoras que buscan compatibilizar la conservación con fines científicos, histórico-culturales, educativos y de desarrollo socioeconómico de las comunidades locales (Watson et al. 2014; Becerra y Bravo 2008; Naughton-Treves et al. 2005; Phillips 2003). El cambio de perspectiva queda reflejado en los temas abordados en los Congresos Mundiales de Parques organizados periódicamente por la Unión Internacional de Conservación de la Naturaleza (UICN). Así, los primeros se centraron en la figura de Parques Nacionales bajo el modelo de islas; el IV Congreso, celebrado en Caracas en 1992 incorporó la idea de desarrollo sostenible y sociedad; el Congreso de Durban de 2003 consideró la equidad social y, finalmente, el de Sidney de 2014, incluye las implicaciones del cambio climático y el bienestar humano (EUROPARC-España 2016). Ver Tabla 2.1.

Tabla 2.1. Evolución conceptual de los Espacios Naturales Protegidos (Phillips 2003).

TEMA	Idea inicial	Idea modificada
Objetivos	<ul style="list-style-type: none"> • Destinados a la conservación. Establecidos principalmente para proteger la vida silvestre y bellezas escénicas • Manejados principalmente para visitantes y turistas • Valorados como áreas naturales silvestres • Para protección 	<ul style="list-style-type: none"> • Manejados también con objetivos sociales y económicos • Establecidos muchas veces por razones científicas, económicas y culturales • Turismo como medio de contribuir a la economía local • Valorados por la importancia cultural de lo que se conoce como áreas en “estado silvestre” • También para la restauración y rehabilitación
Gobierno	<ul style="list-style-type: none"> • Administrados por el gobierno central 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestionados por muchos socios
Población local	<ul style="list-style-type: none"> • Planificados y gestionados contra la población local • Gestionados sin considerar las opiniones locales 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestionados con o para la población local y en algunos casos por la misma población local • Gestionados para satisfacer las necesidades de la población local
Contexto mayor	<ul style="list-style-type: none"> • Desarrollados en forma aislada • Manejados como «islas» 	<ul style="list-style-type: none"> • Planificados como parte de los sistemas nacionales, regionales e internacionales • Desarrollados como «redes» (núcleos protegidos estrictamente, amortiguados y conectados por corredores verdes)
Percepciones	<ul style="list-style-type: none"> • Considerados principalmente como un bien nacional • Considerados solo de interés Nacional 	<ul style="list-style-type: none"> • Considerados también como un bien de la comunidad • Considerados también como de interés internacional
Técnicas de gestión	<ul style="list-style-type: none"> • Gestionados de forma reactiva dentro de una escala de tiempo limitada • Gestionados de manera tecnocrática 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestionados de manera adaptativa • Gestionados con sensibilidad Política
Capacidad de gestión	<ul style="list-style-type: none"> • Gestionados por científicos y expertos en recursos naturales • Dirigidos por expertos 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestionados por personas con capacidades múltiples • Gestionados tomando en consideración los conocimientos locales
Finanzas	<ul style="list-style-type: none"> • Pagados por los contribuyentes 	<ul style="list-style-type: none"> • Pagados con recursos de muchas fuentes

2.3. Estatus global de la superficie protegida

El reconocimiento y valoración de los beneficios de conservar la biodiversidad, los bienes y servicios ecosistémicos y lograr un desarrollo sostenible, condujeron a un aumento del número y extensión de las áreas protegidas (Fig. 2.1) y a la creación de nuevas figuras de protección complementarias a los iniciales Parques Nacionales. Actualmente, hay en el mundo 217.155 áreas protegidas de las que 202.467 son terrestres y 14.688 son marinas. Las primeras cubren casi 20 Mkm², equivalentes al 14,7% de la superficie terrestre (excluyendo la Antártida). De acuerdo con los objetivos del Convenio sobre la Diversidad Biológica y las “Metas de Aichi” (2011-2020), se espera que en 2020 estén protegidas al menos el 17% de las zonas terrestres y de las aguas interiores y el 10% de las zonas marinas y costeras (UNEP-WCMC y IUCN 2016).

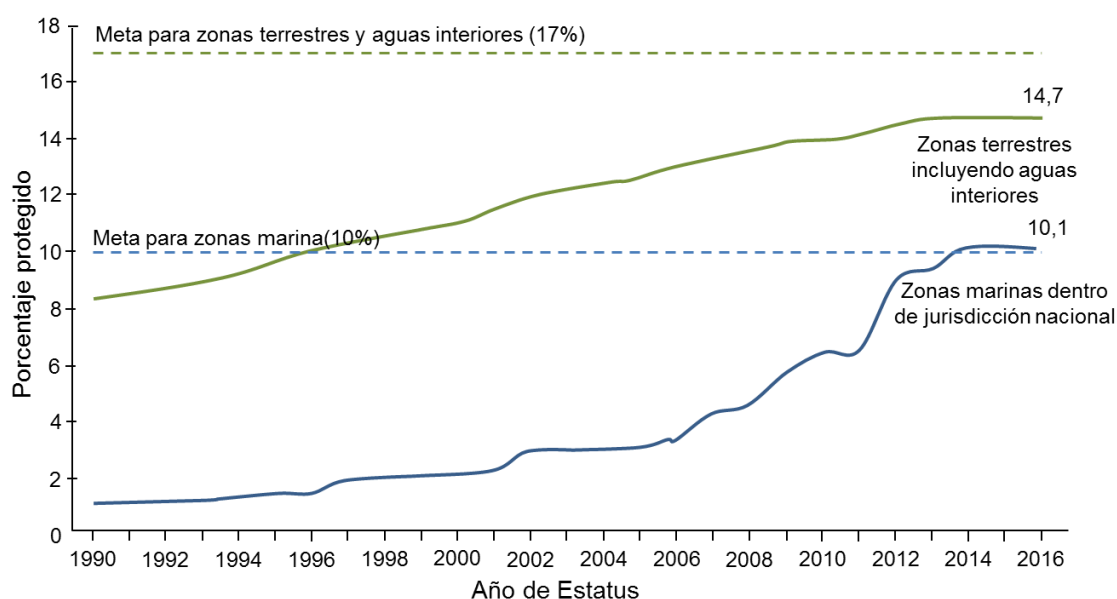


Figura 2.1. Evolución de la proporción de superficie terrestre y marina cubierta por Espacios Naturales Protegidos por año de designación (*World Database on Protected Areas (WDPA)* (UNEP-WCMC y IUCN 2016))

2.4. Figuras de protección en España

La Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad diferencia elementos de protección concebidos en el ámbito estatal y otros derivados de

acuerdos y convenios internacionales. En un ámbito estatal, dicha Ley establece que tendrán la consideración de ENP y serán declarados como tales los espacios nacionales (incluidos los de aguas continentales y marítimos bajo jurisdicción nacional) que cumplan, al menos, uno de los requisitos siguientes: a) Contener sistemas o elementos naturales representativos, singulares, frágiles, amenazados o de especial interés ecológico, científico, paisajístico, geológico o educativo y b) Estar dedicados especialmente a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica, geodiversidad y recursos naturales y culturales asociados.

Bajo estos conceptos se clasifican las zonas de protección en cinco categorías (Parques, Reservas Naturales, Áreas Marinas Protegidas, Monumentos Naturales y Paisajes Protegidos) de acuerdo con los bienes y valores susceptibles de ser conservados y, según los objetivos de gestión que se pretenden alcanzar. Sin embargo, las diferentes comunidades autónomas han ido desarrollando estas categorías mediante su propia normativa, así que en la actualidad hay en el país más de 40 denominaciones distintas para designar ENPs (Apéndice 2.1; (MAGRAMA 2016a).

Las diferentes designaciones de zonas protegidas, derivadas de la adhesión de España a acuerdos y convenios internacionales, están incluidas en dos grupos: Espacios Protegidos de la Red Natura 2000 y Áreas Protegidas por Instrumentos Internacionales.

Los primeros conforman una ‘red ecológica europea’ de áreas de conservación de la biodiversidad y constan de Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), establecidas de acuerdo con la Directiva de Hábitat, y de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA), designadas en virtud de la Directiva Aves. Las segundas se refieren a todos aquellos espacios naturales, formalmente designados en conformidad con lo dispuesto en los convenios y acuerdos internacionales que comprometen a España.

La Figura 2.2 muestra un esquema de los instrumentos de protección del patrimonio natural y de la biodiversidad de España de acuerdo con la Ley 42/2007.

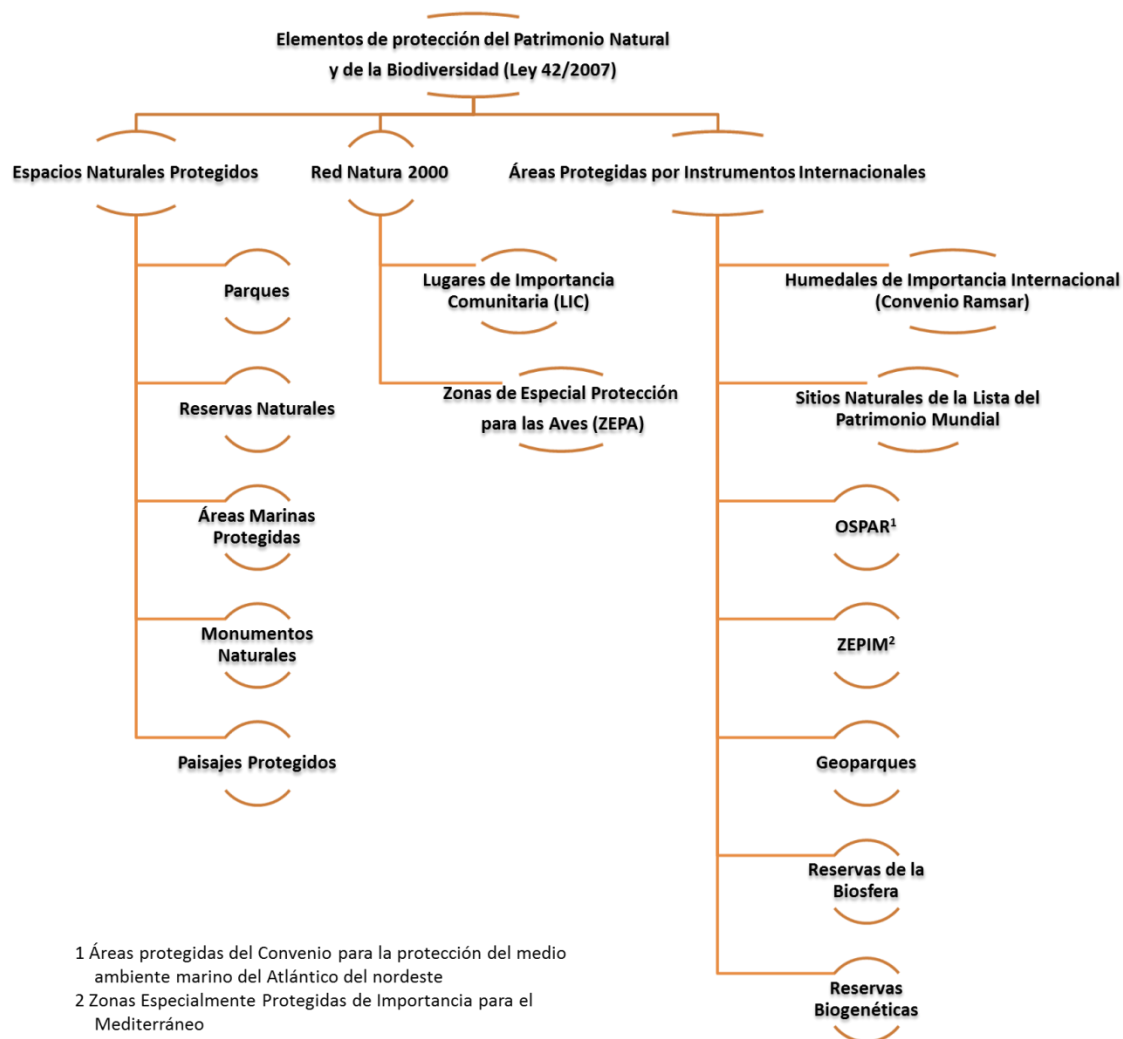


Figura 2.2. Figuras de protección del patrimonio natural y de la biodiversidad en España. De acuerdo con la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

2.4.1. Estatus del territorio actualmente protegido en España

Más del 27% de la superficie terrestre española y cerca del 8% de la marina está actualmente destinada a la conservación mediante ENPs (15 Parques Nacionales, 150 Parques Naturales, 273 Reservas Naturales, 344 Monumentos Naturales, 56 Paisajes Protegidos y 1 Área Marina Protegida), además del conjunto de áreas que constituyen las figuras de protección internacionales y la red europea Natura 2000 (EUROPARC-España 2016). Esta última, compuesta por 1.802 lugares (42% coincidentes con espacios ya protegidos por la legislación nacional y autonómica). España es, de hecho, el país que más superficie aporta a esta Red (EUROPARC-España 2014).

Los Apéndices 2.2 y 2.3 muestran respectivamente los mapas de ENPs del Estado español y de su Red de Parques Nacionales.

2.4.2. Parques Nacionales españoles

Por sus características singulares los Parques Nacionales se rigen por una legislación específica. El Código de Parques Nacionales reúne la normativa general vigente en la materia, incluyendo la Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales y el Plan Director (Real Decreto 389/2016, de 22 de octubre) como el más elevado instrumento de planificación y ordenación de estos espacios naturales, así como la normativa específica que afecta a cada Parque. De acuerdo con la Ley 30/2014, los Parques Nacionales son “Espacios naturales de alto valor ecológico y cultural, poco transformados por la explotación o actividad humana que, en razón de la belleza de sus paisajes, la representatividad de sus ecosistemas o la singularidad de su flora, de su fauna, de su geología o de sus formaciones geomorfológicas, poseen unos valores ecológicos, estéticos, culturales, educativos y científicos destacados cuya conservación merece una atención preferente y se declara de interés general del Estado”.

El objetivo prioritario de esta figura de protección requiere una atención preferente a la conservación de la ‘integridad de sus valores naturales’ y, supeditados a ello, su uso y disfrute social, la sensibilización ambiental, el fomento de la investigación científica y el desarrollo sostenible de las poblaciones implicadas en consonancia con sus valores culturales.

La declaración de un nuevo Parque Nacional debe cumplir unos requisitos territoriales que ayuden a completar la representatividad de los sistemas naturales² en el conjunto de la Red³, de manera que, previamente a su declaración, debe evaluarse el grado en que el territorio propuesto como tal representa ‘de forma significativa’ al sistema natural y a los valores que deben integrarse en la Red.

² Los sistemas naturales españoles se relacionan en el Apéndice 7.4 de esta tesis.

³ La Red de Parques Nacionales (Ley 05/2007) es un sistema integrado para la protección y gestión de una selección de ‘las mejores muestras del patrimonio natural español’, para su legado en el mejor estado de conservación posible a las generaciones venideras. En la actualidad está conformada por 15 Parques Nacionales.

Se exige alta representatividad en cuanto a la tipología de especies y características naturales de, por lo menos, uno de los sistemas naturales antes mencionados. Debe contar con una ‘proporción significativa’ de las especies y comunidades representativas de estos sistemas, o de aquellas más amenazadas en España, así como amplitud territorial y capacidad ecológica para garantizar a estas especies y comunidades un estado de conservación favorable.

Para el cumplimiento efectivo de estos requerimientos la normativa establece que el territorio debe tener una superficie continua, no fragmentada y en su mayor parte, ocupada por formaciones naturales que deben tener facilitada su evolución natural. La intervención humana debe ser inexistente o escasa. No se incluyen suelos urbanizados o susceptibles de urbanización.

Por la naturaleza de los objetivos perseguidos, la propuesta de un nuevo Parque Nacional deberá aun garantizar la participación de la sociedad en sus procesos de planificación y gestión.

2.5. Planificación y gestión moderna de los Espacios Naturales Protegidos

2.5.1. Los Espacios Naturales Protegidos en la planificación integrada del territorio

Podemos considerar que la declaración de ENPs es necesaria pero no suficiente para desarrollar su potencial de conservación de la naturaleza y de aportación de beneficios sociales. Para ello, parece esencial coordinar las políticas de estos espacios con la gestión de los usos del suelo y de los recursos naturales, entre otras vías, estableciendo redes ecológicas que los conecten funcionalmente y potencien su integración en la matriz territorial (MAGRAMA 2017a; EUROPARC-España 2016; Du et al. 2015; Sánchez 2013). Los ENPs deben entenderse como aportación clave a la ordenación de territorios ‘funcionales y resilientes’. Por otro lado, los instrumentos de planificación territorial deben promover una adecuada ordenación de los usos y aprovechamientos del suelo, de manera que fomente la sostenibilidad de los sistemas naturales fuera de la red de ENP y favorezca el pleno desarrollo de

las funciones de conservación en el interior de esta (EUROPARC-España 2005).

En realidad, los procesos biofísicos y culturales que subyacen en el paisaje están conectados entre sí, dando cohesión y funcionalidad al tejido territorial (Du et al. 2015; Pineda y Schmitz 2011) y la salvaguarda de la biodiversidad dentro de la red de ENPs está condicionada por políticas ambientales, territoriales y socioeconómicas más allá de sus límites, de manera que carece de sentido un enfoque de conservación de la biodiversidad de carácter puntual, delimitado y artificialmente segregado. Refuerzan esta idea los resultados de diferentes estudios que indican cómo muchas de las amenazas que afectan a los ENPs se relacionan con actividades y cambios de usos del suelo en el entorno de estos espacios (Ye et al. 2015; Hamilton et al. 2013; Palomo et al. 2013; DeFries et al. 2010; Defries et al. 2007; Hansen y Defries 2007; Kozlowski y Vass-Bowen 1997; Sharma 1990).

Se han propuesto diferentes aproximaciones para diseñar e integrar los ENPs en un contexto socio-espacial más amplio (Du et al. 2015). En este sentido, hay procedimientos de zonificación cada vez más utilizados para distinguir sectores territoriales donde establecer un régimen de protección diferenciado o donde restringir o potenciar diferentes usos y aprovechamientos del suelo, equilibrando el balance entre conservación y desarrollo 'a escala de paisaje' (Xu et al. 2016; Naughton-Treves 2012; Zeng et al. 2012; Hull et al. 2011; Ruiz-Labourdette et al. 2010; Eigenbrod et al. 2009; Geneletti y van Duren 2008; Naughton 2007). Se necesitan, en cualquier caso, estrategias de planificación territorial que faciliten el manejo de múltiples usos dentro y alrededor de áreas protegidas. Para la gestión, en la práctica se requiere una zonificación y una evaluación previa del territorio que justifiquen lo mejor posible el trazado de límites espaciales internos de los ENPs y entre éstos y el territorio circundante, en función de sus atributos biofísicos y antropogénicos, con el fin de diferenciar áreas que admitan grados variables de intervención, respetando la integridad y capacidad de acogida ecológica del territorio (Hull et al. 2011).

Estos procedimientos deben responder a la multifuncionalidad inherente al territorio, pudiéndose enfoca desde una perspectiva

fundamentalmente ecológica (Xu et al. 2016; Ruiz-Labourdette et al. 2010; Geneletti y van Duren 2008; Sabatini et al. 2007; Martino 2001) y desde ópticas holísticas que contemplen la representatividad de los actores sociales (Farashi et al. 2016; Zhang et al. 2013; Naughton-Treves 2012; WWF Bhutan y SWS 2011). En todo caso, es preciso involucrar en la evaluación diferentes atributos y procesos territoriales y contar con una sólida base científica (Hull et al. 2011; Ruiz-Labourdette et al. 2010).

2.5.2. Participación de la población local

El establecimiento de un ENP afecta a la sociedad de diferentes maneras, bien porque tenga relación con el trabajo, expectativas económicas, propiedad de la tierra, sentimientos sobre el lugar o reconocimiento patrimonial, de manera que las decisiones sobre su planificación y gestión no deberían tomarse al margen de la población local. Cada vez se abre paso con más fuerza la idea de que el manejo participativo de los recursos naturales es una vía para lograr resultados eficaces en la conservación (Darias et al. 2016; Inglés-Yuba et al. 2016; Oldekop et al. 2016; Marvier 2014; Palomo et al. 2014; Ban et al. 2013; Ciocănea et al. 2016). La participación ciudadana en la planificación y gestión de los ENPs proporciona innumerables beneficios (Tabla 2.2) que refrendan la fiabilidad y calidad de las decisiones y la aceptación de las políticas públicas de conservación de la biodiversidad, favoreciendo el equilibrio entre salvaguarda del patrimonio natural y desarrollo socioeconómico de las comunidades locales (Calvet-Mir et al. 2015; Fernández-Velilla et al. 2011). Por el contrario, intervenciones que afecten negativamente a la equidad en la participación social debilitan los objetivos de conservación y generan serios conflictos entre la población local y la administración de los ENPs (UNEP-WCMC y IUCN 2016; Lele et al. 2010; West et al. 2006; Koch 1994; Gadgil y Guha 1992).

Tabla 2.2. Beneficios de la planificación y gestión participativas del patrimonio natural (Fernández-Velilla et al. 2011).

-
- Facilita la identificación de agentes sociales potencialmente relevantes para el éxito del plan, el análisis de los diversos intereses existentes en el área protegida y la disponibilidad para asumir compromisos concretos y aceptar las medidas propuestas.
 - Contribuye a una resolución más eficaz de los problemas ya que mejora el diagnóstico de la situación ambiental, proporciona más y mejor información a los gestores y favorece la aparición de soluciones alternativas que tengan en cuenta los conocimientos tradicionales, las condiciones locales y las motivaciones, comportamientos y expectativas de las comunidades locales.
 - Incentiva que la biodiversidad local sea objeto de reflexión y debate, dando ocasión a conocer y comprender mejor las repercusiones del comportamiento propio y ajeno sobre el medio natural.
 - Fomenta la integración social y refuerza la estructura social de las comunidades locales en áreas frecuentemente desfavorecidas.
 - Desarrolla el sentido de pertenencia y la identificación de las personas con las áreas protegidas.
 - Proporciona oportunidades para el aprendizaje ciudadano y para el ejercicio responsable del derecho a decidir en materia ambiental.
 - Aumenta la transparencia en decisiones que afectan directamente a la ciudadanía y al patrimonio natural.
 - Favorece la resolución de conflictos al proporcionar la oportunidad de expresar opiniones, recelos y miedos; de conocer y comprender intereses ajenos; de discutir sobre los mismos intercambiando información contrastada y de encontrar soluciones compartidas.
 - Permite comprender mejor las decisiones adoptadas y la gestión pública que se hace de los bienes públicos ambientales.
 - Proporciona mayor legitimidad social a las decisiones adoptadas; incrementa el apoyo a la conservación y reduce la desafección hacia las áreas protegidas.
 - Mejora la implicación social en las decisiones, favoreciendo su aplicación continuada en el tiempo.
 - Contribuye a mejorar la imagen de las administraciones ante la ciudadanía.
 - Mejora la coordinación entre gestores públicos, titulares de terrenos y usuarios del área protegida y por tanto facilita la solución de cuestiones complejas. Además, el establecimiento de relaciones personales favorece futuros contactos y alianzas por la conservación.
 - Favorece las relaciones con otras planificaciones sectoriales o estratégicas y mejora el equilibrio en la gestión entre los factores ambientales, sociales y económicos de áreas naturales.
-

La noción de ‘participación’ es muy variable en distintas regiones y países del mundo y se han desarrollado diferentes estrategias y enfoques para integrar a los actores sociales en la planificación y gestión de los ENPs (Naughton-Treves 2012; Dougill 2006; Stringer et al. 2006; Walters et al. 2000;

Fraser 2002). En todo caso, en la actualidad siguen existiendo muchas dificultades en los procesos participativos. Las diferencias culturales y de perspectiva entre expertos y comunidades locales pueden ser grandes y la adecuación de las prioridades de los diferentes actores sociales con la política local y la realidad económica es una tarea laboriosa (Fernández-Velilla et al. 2011). Estas dificultades pueden generar conflictos que acarreen insuficiente apoyo social y deberían evitarse mejorando los mecanismos de participación y corresponsabilidad (EUROPARC-España 2016; Bennett y Dearden 2014; Lewis 1996) mediante la incorporación de estrategias que, más allá de consultar e informar sobre el establecimiento de los ENPs, tengan como objetivo último compartir la toma de decisiones relativas a estos espacios para obtener un mayor respaldo y complicidad social (Fernández-Velilla et al. 2011; EUROPARC-España 2008).

2.5.3. Los Espacios Naturales Protegidos como producto turístico

Los ENPs, además de la riqueza biológica que puedan acoger, son lugares considerados relevantes que ofrecen beneficios en diferentes ámbitos sociales, como culturales y religiosos, (EUROPARC-España 2012) deportivos, recreativos o saludables, entre otros (Chae et al. 2012; Lemieux et al. 2012; Booth et al. 2010). Además se destacan como elementos dinamizadores del tejido económico, especialmente en el ámbito del turismo (EUROPARC-España 2016; UNEP-WCMC y IUCN 2016; Leung et al. 2015; Snyman 2012; Nielsen y Spenceley 2011). Aunque la actividad turística puede llegar a generar elevados costes ecológicos (SCDB 2015; Eagles 2012; Mbaiwa 2003; Eagles et al. 2002), sociales y culturales (Okech 2010; Mbaiwa 2005), bien gestionada resulta ser una importante aliada en la preservación del patrimonio natural y cultural (SCDB 2015; Snyman 2014; Hvenegaard et al. 2012; Eagles et al. 2002). Además puede contribuir a aumentar la sensibilidad de los visitantes por ese patrimonio y su conservación y generar ingresos que, en determinados contextos, ayudan a reducir o eliminar la pobreza y mejorar la calidad de vida de las sociedades locales (Leung et al. 2015; Spenceley y Meyer 2015; Baker et al. 2013; Snyman 2012; SCBD et al. 2009; Mangano 2005).

El turismo viene generando una creciente toma de conciencia sobre la sostenibilidad que debe caracterizar a esta industria, lo que se refleja en un aumento del interés por productos y servicios respetuosos con el ambiente y las culturas locales (CREST 2015). El ‘turismo de naturaleza’⁴ es un sector en alza, cuya contribución monetaria mundial ha aumentado con mayor tasa que la promedio de toda la industria turística (UNWTO 2012a; Balmford et al. 2009)⁵. Este tipo de turismo resulta ser cada vez más exigente con la calidad del entorno y a menudo demanda paisajes naturales considerados de alta biodiversidad (SCBD et al. 2009). La Organización Mundial de Turismo señala, por su parte, que el turismo en ENPs seguirá creciendo un 3,3% anual hasta 2030 (Leung et al. 2015). En efecto, estos espacios son en la actualidad uno de los destinos privilegiados de este sector turístico, resultando atractivos no solo por la excelencia reconocida en sus valores naturales (el activo esencial del turismo de naturaleza) sino también por el valor añadido que ofrecen los equipamientos y servicios de acogida e información a los visitantes (Spenceley y Snyman 2016; Leung et al. 2015; Eagles et al. 2002). En España, unos 21 M de personas visitan anualmente la red de ENPs, de los cuales 9,5 M muestran preferencia por los Parques Nacionales (EUROPARC-España 2014).

2.5.3.1. Percepción del paisaje y oferta turística

El turismo ha sido histórica y tradicionalmente una fuente importante de financiación de los ENPs (Balmford et al. 2015; Leung et al. 2015; Spenceley 2015; Eagles y Hillel. 2008; Dharmaratne et al. 2000). La viabilidad de esta industria como herramienta de conservación de la naturaleza depende, no obstante, de diferentes factores. Entre éstos, algunos autores señalan la capacidad de los administradores de los ENPs para proporcionar una

⁴ Las principales motivaciones del visitante se orientan en este caso hacia actividades recreativas, esparcimiento, interpretación y conocimiento de la naturaleza, con varios grados de intensidad en la práctica deportiva, sin que ello suponga degradación o agotamiento de los recursos naturales de las zonas de acogida en cualquiera de sus modalidades: *ecoturismo*, con la contemplación, disfrute y conocimiento del medio como motivaciones esenciales; *turismo activo*, basado en actividades deportivas de diferente intensidad física basadas expresamente en determinados recursos naturales y *turismo de esparcimiento*, con actividades recreativas y de esparcimiento en la naturaleza, como *picnic*, baño o senderismo (Portillo 2006).

⁵ En la últi

ma década su crecimiento anual se acercó al 20% y en la actualidad, supone un 15% del total del turismo mundial (SCBD et al. 2009).

experiencia de alta calidad de disfrute y educación que al mismo tiempo, minimice los impactos de la visita (Priskin y McCool 2006; Lime et al. 2004; Roggenbuck 2000). Considerar las expectativas de los visitantes de territorios con ENPs respecto a la idoneidad de tales espacios para satisfacerlas puede ser una parte importante de la estrategia de gestión en la faceta de 'producto turístico sostenible' que pueden aportar los ENPs (Priskin y McCool 2006; Lime et al. 2004; Roggenbuck 2000). Esta sostenibilidad debe tener en cuenta por un lado, las características naturales, visuales y culturales de los paisajes de los ENPs y, por otro, conocer las preferencias y exigencias de los visitantes y establecer la relación entre la oferta de paisaje y la demanda de los usuarios (Bastian et al. 2015; Karahalil et al. 2015; Beeco et al. 2014; De Aranzabal et al. 2008; Schmitz et al. 2007; Gül et al. 2006; Zhu et al. 2010).

Se han hecho diferentes aproximaciones para detectar y expresar espacialmente, la relación entre las características del paisaje y las preferencias de los distintos actores sociales (Beeco et al. 2014; Zhu et al. 2010). Entre ellas se encuentran las que permiten:

- a) Cartografiar el valor del paisaje según estimas conseguidas mediante encuestas vinculadas a ubicaciones específicas en un mapa (Matos et al. 2014; Brown y Reed 2009; De Aranzabal et al. 2008).
- b) Cartografiar la idoneidad de los paisajes para actividades específicas, identificándose características que facilitan experiencias recreativas (Kienast et al. 2012; Gabriela 2006; Gül et al. 2006; Malczewski 2004; Kliskey 2000; Miller et al. 1998).

El análisis de las preferencias de paisaje de los actores sociales es una buena herramienta de apoyo a la toma de decisiones y establece una vía para la participación de la sociedad en la gestión de los ENPs (Bastian et al. 2015; Casado-Arzuaga et al. 2013; Wood et al. 2013).

3. AMBIENTES ÁRIDOS

3.1. Características, extensión y vulnerabilidad

Se consideran 'tierras secas' las regiones del planeta cuyo *Índice de Aridez*⁶ es menor de 0,65 (Middleton y Thomas 1997). En su conjunto ocupan algo más del 47% de la superficie terrestre y albergan alrededor de 2.000 M de personas (Juffe-Bignoli et al. 2014; IUCN 2010; Middleton y Thomas 1997). Estas zonas se clasifican en cuatro tipos, en base a un gradiente de aridez, como hiperáridas o desérticas, áridas, semiáridas y secas subhúmedas. Las dos últimas, comprenden los ambientes con mayor diversidad biológica del planeta, como por ejemplo la cuenca mediterránea y el Cerrado Brasileño (Davies et al. 2012; Myers et al. 2000; Mittermeier et al. 1998). Todas estas áreas se caracterizan por eventos climáticos extremos recurrentes y patrones de precipitación muy variables que han favorecido una diversidad biológica particularmente significativa y valiosa (Davies et al. 2012; Middleton y Thomas 1997; Evenari et al. 1985) y un número relativamente alto de endemismos y extraordinarias adaptaciones biológicas, dando lugar a comunidades muy especializadas, resilientes o tolerantes a la sequía, salinidad y variaciones térmicas (Ward 2009; D'Odorico y Porporato 2006; Bonkounou 2001). En su totalidad las zonas áridas albergan el 17,9% de los Centros Mundiales de Diversidad Vegetal, el 27,64% de las Áreas Endémicas de Aves y el 17,39% de las Ecorregiones Terrestres Globales (White y Nackoney 2003).

Los ambientes áridos se consideran entre los más vulnerables y amenazados del planeta ante los procesos vinculados al 'cambio global'. Así, muchas regiones áridas están actualmente afectadas tanto por cambios rápidos de cobertura y composición de las comunidades vegetales (Schulz et al. 2017; Tarhouni et al. 2010; Todd 2006; Van Auken 2000; Schlesinger et al. 1990) como por alteraciones de la dinámica hídrica y de las propiedades edáficas (FAO y ITPS 2015; Rengasamy 2006; Ghassemi et al. 1995). Estas circunstancias potencian el proceso de desertificación (Reynolds 2017; Cherlet et al. 2015; D'Odorico et al. 2013; IUCN 2010), considerado uno de los mayores retos ambientales de la actualidad (IUCN 2010). Se trata de un

⁶ Relación entre las medias anuales de precipitación y evapotranspiración potencial (Middleton y Thomas 1997).

problema complejo de degradación ambiental, derivado de la interacción entre factores climáticos y determinadas actividades humanas (Cherlet et al. 2015; Simonneaux et al. 2015; Spinoni et al. 2015; Reynolds 2013; Reynolds et al. 2007a; Reynolds et al. 2007b; Adeel et al. 2005; Martínez Valderrama 2005; Rosenfeld et al. 2001; Manzano y Návar 2000; Scherr 1999), que afecta especialmente a los ambientes áridos y a su capacidad para proporcionar bienes y servicios (Safriel 2017; Cherlet et al. 2015; Dudley et al. 2014; Imeson 2011; Wilcox et al. 2011; Adeel et al. 2005; Stafford Smith y Reynolds 2002). Aunque no existe consenso sobre la extensión global de la degradación de las zonas áridas y las diferentes estimaciones sobre su estado de conservación aportan resultados dispares (Zika y Erb 2009; Safriel 2007; Lepers et al. 2005; Dregne y Chou 1992; Mabbutt 1984), se considera que entre un 10 y un 20% de estos sistemas están afectados por alguna forma severa de degradación (Adeel et al. 2005) y que su tasa de desertificación y agotamiento de recursos edáficos es, cuando menos, alarmante (Cherlet et al. 2015; FAO y ITPS 2015; Reynolds y Stafford Smith 2002; Dregne y Chou 1992). En España más de dos terceras partes del territorio pertenecen a las categorías de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, por lo que están potencialmente en riesgo de desertificación (Apéndice 3.1; MAGRAMA 2017b). En la actualidad, se considera que un 20% del territorio español ya se ha desertificado (Martínez-Valderrama et al. 2016).

3.2. Estado de protección y enfoque ecohidrológico de conservación

Los ENPs pueden ser claves en las estrategias de conservación en ambientes áridos (Watson et al. 2014). Hoy un 12,9% de las zonas áridas del mundo están cubiertas por estos espacios (Fig. 3.1). Entre los diferentes ecosistemas de estas zonas, están mejor protegidos los propios de zonas hiperáridas y secas subhúmedas (13,5% y 12,8%, respectivamente), seguidos de los de zonas áridas (11,1%) y semiáridas (10,5%) (Juffe-Bignoli et al. 2014).

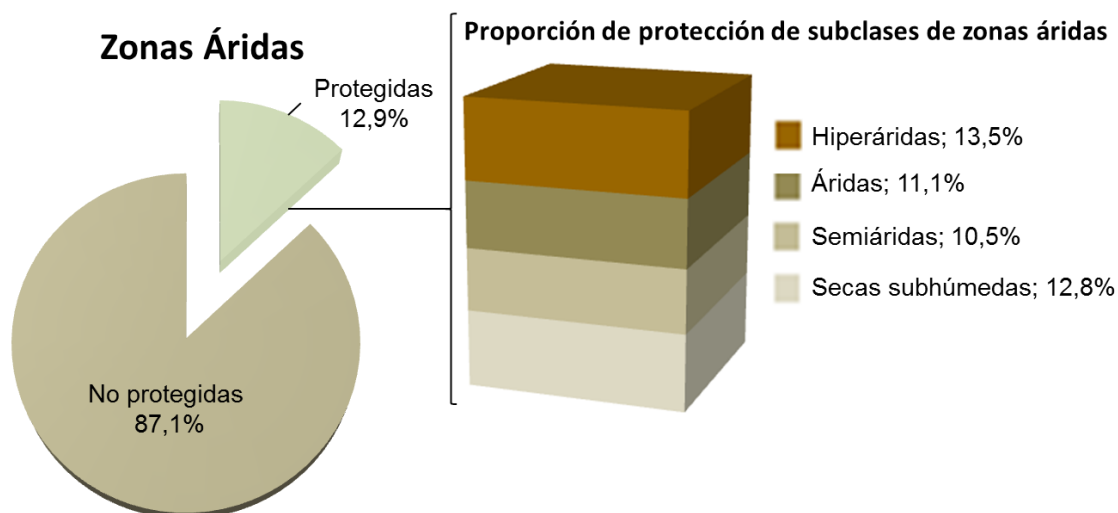


Figura 3.1. Situación de protección de las zonas áridas de la Tierra (Juffe-Bignoli et al. 2014)

Además de la expansión y eficacia de gestión de superficie protegida, la sostenibilidad futura de los ecosistemas de zonas áridas y los sustentos de las personas que habitan en ellas, dependen directamente de las acciones que se tomen para el manejo del uso de la tierra, considerando las peculiaridades propias de estos ambientes (FAO 2007).

En territorios áridos la disponibilidad de agua afecta a una amplia gama de factores ecológicos, sociales y culturales, como la productividad biológica y el desarrollo humano (Villagra et al. 2013; Wilcox et al. 2011; Stafford Smith et al. 2009; Schwinning y Sala 2004). Los flujos hídricos configuran una red de conexiones ('conectividad') entre los componentes y procesos que subyacen en el paisaje (Miller et al. 2012; Pineda y Schmitz 2011) y bajo esta óptica, la idea de 'conectividad ecohidrológica'⁷ es un marco de análisis útil y necesario, particularmente para el entendimiento de los ambientes áridos y su gestión, sobre todo ante los cambios globales comentados (Okin et al. 2015; Stewart et al. 2014; Miller et al. 2012; Moreno-de las Heras et al. 2012; Wang et al. 2012b; Wilcox et al. 2012; Wilcox et al. 2011; D'Odorico et al. 2010; Okin et al. 2009; Newman et al. 2006) .

El enfoque de la conectividad ecohidrológica tiene implicaciones prácticas clave en la gestión territorial relativa a la toma de decisiones sobre

⁷ Basada en transferencias de agua, materiales y nutrientes entre los distintos componentes biofísicos del paisaje (Miller et al. 2012; Wang et al. 2012b).

localización de la producción agrícola, conservación del paisaje, restauración de hábitats (Okin et al. 2015), establecimiento de ENPs (Pringle 2001a), control de la desertificación (Okin et al. 2009) y manejo sostenible de zonas áridas (Jørgensen 2016; Okin et al. 2015; Larsen et al. 2012).

3.3. Turismo en ambientes áridos. Tendencias, oportunidades y amenazas

Se ha comentado ya que el turismo viene experimentando una continua expansión y diversificación en el ámbito geográfico y en la tipología de esta industria (UNWTO 2012b). Además están emergiendo nuevas generaciones de visitantes que han perdido interés por muchos destinos ‘tradicionales’ y, junto a una demanda de cultura y de naturaleza, reclaman sorprendentemente destinos desolados y ambientes prístinos (Picon-Lefebvre 2011; Safriel 2009). Territorios áridos y desiertos, antes señalados como lugares desapacibles, están convirtiéndose en destinos con imagen de autenticidad y singularidad (Atkinson 2016) y, aunque la palabra desierto evoca regiones hiperáridas propias del Sáhara o del Rub al-Jali en Arabia, regiones áridas y semiáridas del sur de Europa, en España, Grecia, Chipre, algunas islas del Mediterráneo y del atlántico, como Fuerteventura y Lanzarote, comparten muchas de las mismas características de ambientes extremos, consideradas exóticas por muchos visitantes (Weber 2013) que valoran la rareza de sus ecosistemas y singularidad de paisaje, cultura y gastronomía (Eshraghi et al. 2010; UNWTO 2007) y buscan el contacto con la naturaleza y las poblaciones locales, la aventura o el recreo, las áreas protegidas, experiencias personales y espirituales también ligadas al patrimonio histórico (Laing y Crouch 2009; Narayanan y Macbeth 2009; Reichel et al. 2008; UNWTO 2007; Weaver 2000).

No hay aún datos oficiales medianamente válidos para conocer el avance de este segmento turístico específico, sin embargo su crecimiento en la última década se comprueba en la oferta de ‘paquetes de viaje’ dónde los desiertos y regiones desérticas aparecen como nuevos destinos (Eshraghi et al. 2010; UNEP 2006).

El turismo se presenta también como una forma promisorio pero peligrosa de desarrollo. La vulnerabilidad de los ecosistemas áridos resalta esta dualidad y refuerza la necesidad de un turismo armónico y respetuoso con el ambiente y las culturas locales. Aquí el turismo sostenible-ecoturismo se configura como una oportunidad económica para las comunidades locales, independiente de la productividad de la tierra, y puede constituir una herramienta potencial para afrontar y combatir la desertificación (Eshraghi et al. 2010; UNEP 2006). Representa también una posibilidad para la restauración de ecosistemas locales (Ryan y Stewart 2009), para paliar el abandono de actividades rurales que amenazan hábitats y especies (Krüger 2005) y es especialmente relevante en territorios áridos donde la tala de árboles, la agricultura insostenible, el sobrepastoreo y otras formas de perturbación vienen comprometiendo los recursos naturales (Brito et al. 2014; Martínez Valderrama 2005).

El turismo con enfoque sostenible contribuye a promocionar patrimonios y habilidades locales, generando ingresos y empleos, impulsando la educación en el marco del escenario actual y, en consecuencia, afrontando el reto de eliminar la pobreza. Además, genera oportunidades de conservación y uso sensato de los recursos naturales al alentar a comunidades locales y turistas a preservar y respetar el patrimonio natural y cultural. Por todo ello es también una herramienta importante para el logro de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (Santarém y Paiva 2015; UNWTO 2015; Johnson 2011). En cambio, mal planificado y gestionado, el turismo es un vector de rápida destrucción de recursos naturales y de la cultura y patrimonio locales (Abuamoud et al. 2015; Mustafa 2011; UNWTO 2007; Reid y Schwab 2006; Schachtschneider 2001; Shoup 1985).

El condicionante climático de las regiones áridas plantea problemas especiales para la sostenibilidad de la industria turística. Especialmente el agua, como factor clave, requiere una planificación cuidadosa. En áreas donde este recurso escasea se recurre a menudo a estrategias de gestión energética que favorecen la alteración irreversible de los ecosistemas de ambientes áridos (Weber 2013; UNWTO 2007). Quizá más que en cualquier otro ambiente, la alta vulnerabilidad ecológica y social de las zonas áridas, requiere de criterios

precisos de planificación y gestión que garanticen la sostenibilidad de los destinos turísticos y el desarrollo y aplicación de instrumentos de observación, seguimiento y evaluación que aporten los ajustes necesarios para las estrategias y normas de gestión (Díaz et al. 2017; Santarém y Paiva 2015; UNWTO 2007; UNEP 2006).

4. ÁREA DE ESTUDIO

4.1. Características ecológicas y biogeográficas

La isla de Fuerteventura (Fig. 4.1), con 1.659,74 km², es la segunda en tamaño del archipiélago canario y de los archipiélagos de la Macaronesia en su conjunto, después de Tenerife (Campos y Arocha 2010).

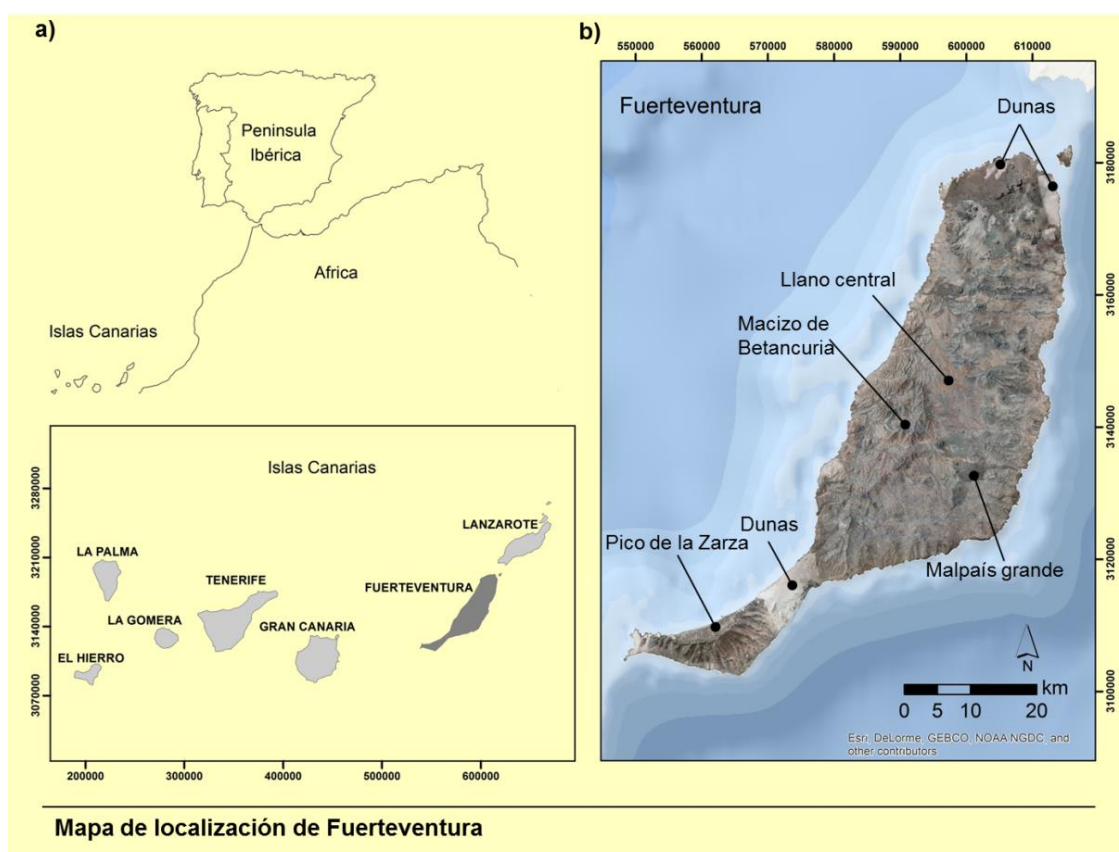


Figura 4.1. Mapa de localización de Fuerteventura. (a) Situación de Fuerteventura en el contexto Ibero-Africano y Canario. (b) Ortofoto de 2 m de resolución que destaca las principales elevaciones, campos de dunas, malpaíses y la gran llanura central de la isla

Fuerteventura emergió desde el suelo oceánico, a partir de unos 3.000 m de profundidad, hace aproximadamente 20 millones de años, siendo la más antigua de las islas canarias. A pesar de que hay indicios de que en su pasado geológico presentaba alturas superiores a 2.500 m, la antigüedad de esta emergencia volcánica y los intensos procesos erosivos a los que ha estado sometida han rebajado su relieve. En la actualidad el territorio muestra escasa variación altitudinal y en su mayor parte apenas alcanza cotas de 500 m (Carracedo et al. 2005).

La magnitud y riqueza del patrimonio geológico de Fuerteventura hace que la isla sea uno de los 150 lugares de interés geológico mundial auspiciados por la Unión Geológica Internacional y la UNESCO (Ruiz y Cabrera 2011). En el contexto geológico mundial, destaca por su singularidad, al tratarse de la única isla oceánica donde aparecen rocas sedimentarias de origen marino pertenecientes al Jurásico (170-150 millones de años). Es también destacable el afloramiento del complejo basal en el macizo de Betancuria, atravesado por la mayor red de diques⁸ de todas las conocidas en el planeta (Urquí y Suárez-Valgrande 2011).

El clima dominante en Fuerteventura es el desértico (Gómez y Gómez 1987), siendo su territorio considerado el más árido del estado español y de la Unión Europea – Figura 4.2 – (Cabrera 2007). Como en todo el archipiélago canario, el clima depende de los vientos alisios del NE, de las aguas septentrionales frías de la corriente marina de Canarias y de la proximidad al continente africano. Sin embargo, la suave orografía de Fuerteventura favorece que estos vientos cargados de humedad sobrepasen el territorio insular sin condensarse, provocando la escasez de precipitaciones característica de la isla (menos de 200 mm/año) (Criado y Galván 1985; Tullot 1955). El patrón de precipitación además de escaso es irregular, las temperaturas, suaves en invierno y relativamente frescas en verano, alcanzan unas medias anuales entre 17° y 20°C y la humedad es moderada durante todo el año (Tullot 2000, 1955). La insolación es intensa (casi 2.800 h de sol/año), lo que unido a la considerable intensidad y frecuencia del viento favorece una importante evapotranspiración. Estas características hacen que el estrés hídrico se prolongue la mayor parte del año (Antequera 2005; INM 2002; Jaen 1988; Gomez y Gomez 1979).

Fuerteventura debió contar con una cubierta vegetal arbustiva y tal vez arbórea más desarrollada que la actual (Antequera 2005; Delgado 2005; Hernández 1990; Jensen 1934). Hoy en día predominan en la isla los matorrales xerófitos de sustitución (dominados por *Launaea arborescens*, *Lycium intricatum*, *Salsola vermiculata*, *Suaeda* spp. y *Euphorbia* spp.), así

⁸ Los diques son conductos de forma laminar que atraviesan la litosfera conectando el sistema magmático entre diferentes intrusiones (sills, **plutones**, **lopolitos**, **acolitos**, facolitos) y manifestaciones extrusivas (**volcanes** y erupciones fisurales) (Bons et al. 2001; Petford et al. 2000).

como los pastizales de plantas anuales, en su mayor parte degradados, con pequeños parches escasos y dispersos de vegetación nativa (Schuster et al. 2012; Rodríguez Rodríguez et al. 2005). La vegetación de jables⁹ (*Euphorbia paralias*, *Traganum moquinii*, etc.), saladares¹⁰ (*Zygophyllum fontanesii*, *Arthrocnemum macrostachyum*, etc.) y bosquetes de tarajales (*Tamarix canariensis*) no presentan grandes diferencias con las del pasado, aunque en los tres casos se han visto considerablemente reducidas (Rodríguez et al. 2000).

Pese a su escasa biomasa vegetal, la isla cuenta con importantes endemismos cuya distribución natural se limita a Fuerteventura. Destacan *Euphorbia handiensis* (Cardón de Jandía), *Echium handiense* (Taginaste azul de Jandía), *Argyranthemum winteri* (Magarza de Jandía o de Winter), entre otros. (IUCN 2011; Cabrera 2007; Delgado et al. 2005; Rodríguez Rodríguez et al. 2005; Bañares et al. 2004; Zamora et al. 2004; Rodríguez et al. 2000). Además, en la isla se localizan 6 áreas importantes para la flora española amenazada: Montaña Cardones (Pájara, Tuineje); Vigán, Atalaya de Pozo Negro, Morros de Valle Corto y Jacomal (Tunieje, Antigua); La Solana-degollada Honda (Tunieje); Isla de Lobos (La Oliva); Cerro Caracol y Tarajalejo (Tunieje) y, Península de Jandía (Pájara), valorada como zona excepcional en base a las categorías UICN de especies amenazadas y a la endemidad (Del Valle et al. 2004).

La fauna mantiene rasgos de singularidad asociada a las condiciones ambientales propias de la isla. Predominan los hábitats secos con escasa vegetación y una gran riqueza de especies de fauna características de ese tipo de ambiente (Jové et al. 2011). Destaca la presencia de elementos africanos de zonas desérticas y subdesérticas que se encuentran en las dunas y llanuras áridas del interior (Masoliver 2005) y la existencia de numerosos endemismos; hay citadas 1.608 especies de invertebrados, de las cuales 429 son endémicas

⁹ Depósitos de arenas formadas mayoritariamente por partículas de organismos marinos -aunque también contienen granos angulosos de origen mineral-, transportadas por el viento desde las costas hacia el interior del territorio, que originan sistemas dunares o delgados recubrimientos sobre el sustrato (Ruiz y Cabrera 2011; Pineda et al. 2010).

¹⁰ Sistemas naturales complejos que se caracterizan, principalmente, por la presencia de suelos salinos y un nivel freático próximo a la superficie, por lo que son periódicamente inundados (Gobierno de Canarias 2006).

locales y 160 subespecies, de las que 81 son endémicas de Canarias (Martínez 2013).

Tanto Fuerteventura como el islote de Lobos están considerados lugar de interés para la nidificación de aves marinas, con la presencia de algunas especies macaronésicas de gran importancia, hecho que no tiene equivalente en otras zonas áridas de España (Jové et al. 2011). En el caso de las aves, destaca la presencia de un endemismo exclusivo de la isla, la tarabilla canaria (*Saxicola dacotiae*), en peligro de extinción y de gran atracción para el turismo ornitológico (Seoane et al. 2010; Madroño et al. 2004).

Merecen mencionarse por su interés las especies introducidas con aprovechamiento económico, principalmente la ganadería caprina. La cría tradicional de cabras sigue siendo en la actualidad una actividad económicamente importante en la isla. Es considerada por algunos conservacionistas como una amenaza para la riqueza de las especies vegetales, mientras que otros la ven como una actividad en un equilibrio histórico con la naturaleza que ha sido modificada por la llegada del turismo y otras nuevas actividades (Carrete et al. 2009; Gangoso et al. 2006).

4.2. Características socio-ecológicas y protección territorial

El paisaje actual está condicionado tanto por la limitada disponibilidad de agua como por la actividad del hombre en un ambiente en el que el capital natural proporciona condiciones mínimas para la supervivencia humana. La ganadería extensiva, la sobreexplotación de los acuíferos, la obtención de leña para hogares y décadas de agricultura no sostenible, entre otras actividades extractivas, han participado en el modelado del actual paisaje de Fuerteventura, incrementando el proceso de desertificación y contribuyendo al marcado aspecto árido de la isla, con vegetación escasa, y zonas cubiertas de arenas y rocas fragmentadas de origen volcánico- Malpaís- (Fig. 4.2) (Cabrera 2007; Delgado 2005).

A pesar del continuado aprovechamiento de los recursos naturales de Fuerteventura desde la llegada de las primeras comunidades humanas (Delgado 2005) y de que las condiciones ambientales extremas impiden una

alta productividad agrícola, surgió en la isla una cultura rural, de la que dependía la economía local, con una relación equilibrada entre hombre y naturaleza. Estas actividades rurales tradicionales han contribuido a limitar el proceso de desertificación (Cabrera 2007).



Figura 4.2. Fotos de distintos puntos del territorio insular que ilustran el aspecto desértico de su paisaje actual.

Entre estas prácticas tradicionales destacan las “gavias”, agrosistemas característicos de Fuerteventura, formadas por terrenos de cultivo allanados y rodeados por un dique de tierra compactada. Su diseño facilita la inundación mediante el desvío del agua que durante los periodos de lluvia discurre por los barrancos (Fig. 4.3). Estas estructuras favorecen la retención y concentración de nutrientes y humedad en el suelo y potencian su fertilización a través de procesos de transporte por escorrentía superficial. Además contribuyen a la reducción de la erosión hídrica y eólica y a la recarga de acuíferos. Son una práctica tradicional sostenible y eficaz para el aumento de la productividad biológica en zonas áridas y favorece la habitabilidad en estos territorios, tanto para el hombre como para otras especies (Tejedor et al. 2013; Díaz et al. 2011; Cabrera 2007). Estos sistemas agrícolas fueron ampliamente utilizados en Fuerteventura hasta la introducción de las primeras plantas de desalinización de agua de mar en la década de 70, lo que permitió el desarrollo del turismo (ya en marcha en las otras islas del archipiélago canario), acompañado de la mejoría gradual del nivel de vida de la población (García-Rodríguez et al. 2016).

El progresivo crecimiento del turismo sustituyó mayoritariamente las actividades productivas tradicionales por nuevas formas de explotación de los recursos, a menudo incompatibles con el mantenimiento de los sistemas naturales de la isla, y contribuyó a cambios socioeconómicos y ambientales sin precedentes (Santana-Jiménez y Hernández 2011; Fernández 2008; Fernández-Palacios y Whittaker 2008; Palacios y Tella 2003). Además, favoreció la pérdida de conocimientos y técnicas para el desarrollo de prácticas agrícolas antiguas, así como la desaparición de los actores rurales locales y las vías de transmisión cultural (Campos y Arocha 2010).



Figura 4.3. Sistema agrario tradicional de aprovechamiento de aguas superficiales (“gavias”) en el macizo de Betancuria. Son una práctica agrícola sostenible que potencia la productividad biológica, la infiltración del agua, la recarga de los acuíferos subterráneos, la humidificación y fertilización de los suelos y ayudan a limitar la erosión.

Teniendo como referente esta situación y la detección de dificultades propias de un destino turístico en estancamiento, la administración insular planteó la necesidad de un redireccionamiento hacia un nuevo modelo turístico, complementario al tradicional de sol y playa, basado en los pilares de la sostenibilidad y orientado a la conservación del patrimonio natural y cultural. Así, en base al reconocimiento de los valores naturales, culturales y etnológicos de Fuerteventura, el gobierno insular decidió potenciar la protección de los recursos naturales de la isla a través del establecimiento de la

Reserva de la Biosfera de Fuerteventura -aprobada por la UNESCO en 2009 (Fig. 4.4)- y la propuesta del Parque Nacional de Zonas Áridas - (Rodríguez 2015; Campos y Arocha 2010). Recientemente el Cabildo ha impulsado la recuperación de los espacios agrarios abandonados con la aprobación del *“Plan Estratégico de Subvenciones para la Rehabilitación, Acondicionamiento y Plantación de Gavias de Fuerteventura”* (Boletín Oficial de Las Palmas Nº 68 de 06 de junio de 2016). Este plan persigue recuperar las gavias como elemento paisajístico, recurso económico e instrumento de lucha contra la desertización de la isla.

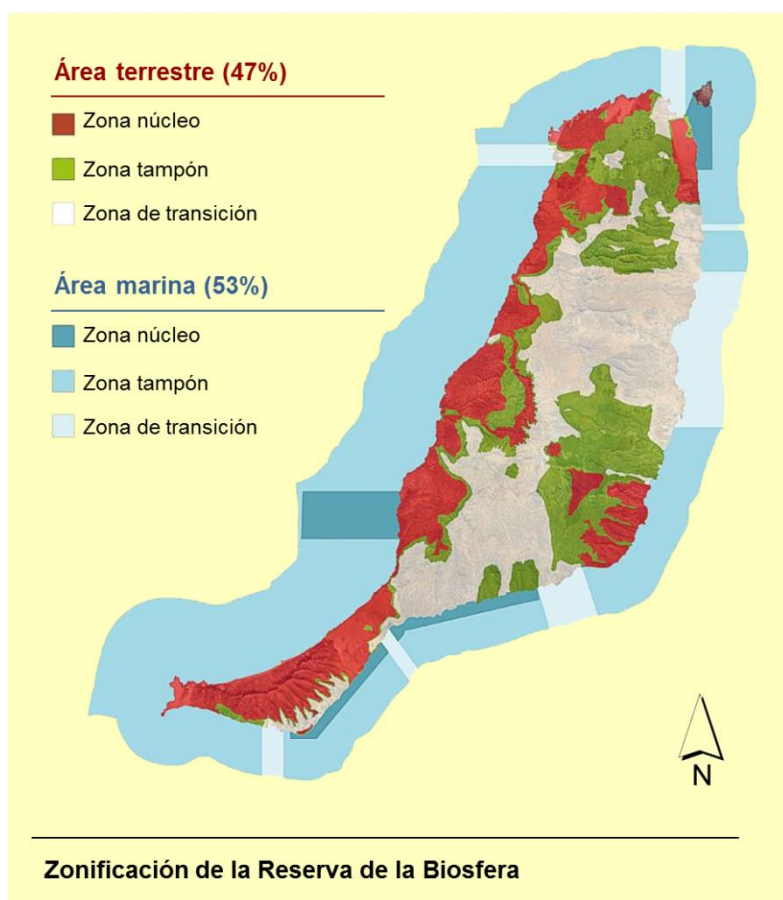


Figura 4.4. Mapa de zonificación adaptado del Plan de Acción de la Reserva de la Biosfera de Fuerteventura, reconocida por la UNESCO en 2009.

En la actualidad, además de la Reserva de la Biosfera que cubre toda la superficie territorial, Fuerteventura cuenta con una red de 13 Espacios Naturales Protegidos (Fig. 4.5) y diferentes áreas pertenecientes a la Red Natura 2000, como Lugares de Importancia Comunitaria (LICs) y Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs) que cubren respectivamente, el 4% y 59% de la superficie terrestre de la isla (Fig. 4.6).

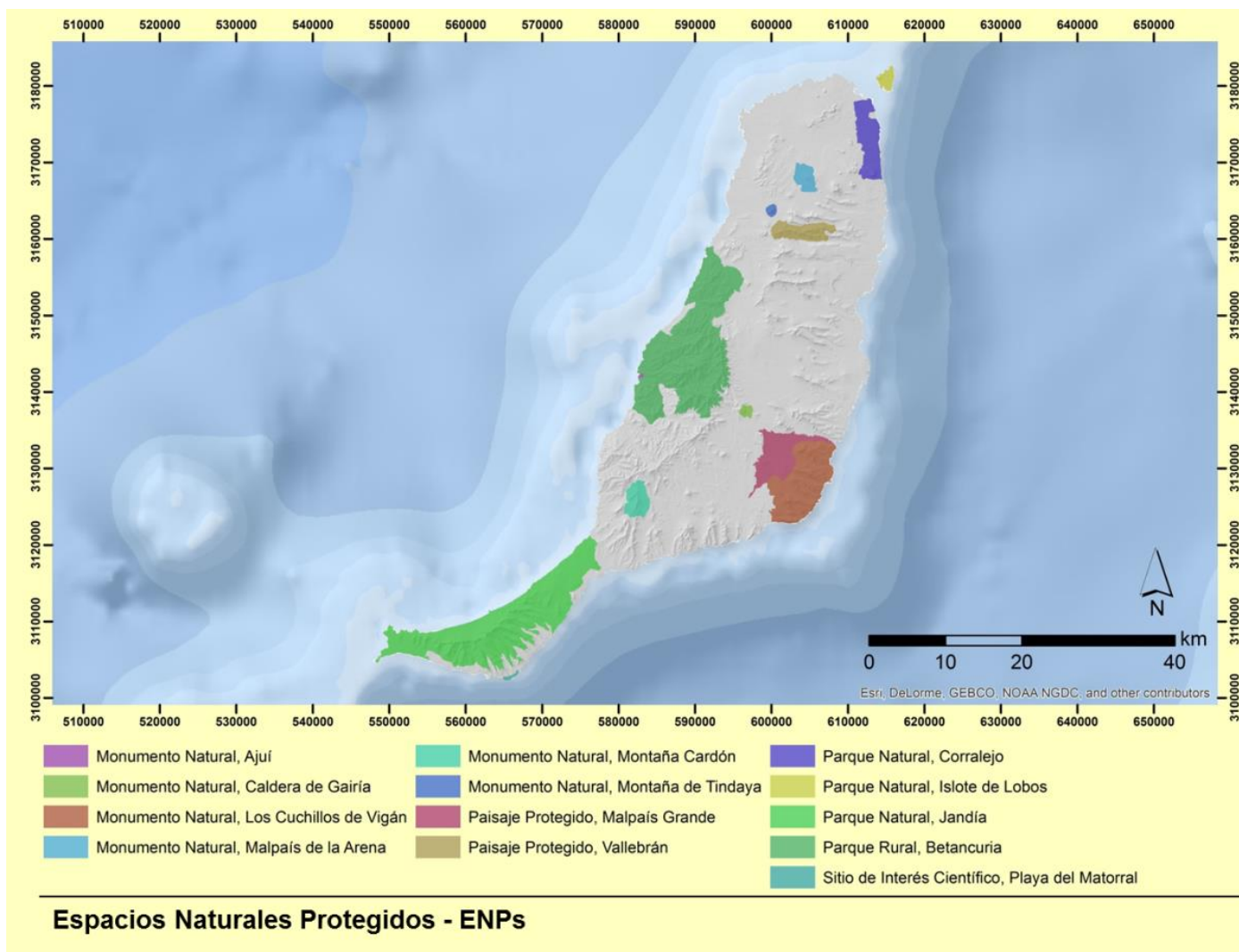


Figura 4.5. Espacios Naturales Protegidos declarados en Fuerteventura (hasta julio de 2016).

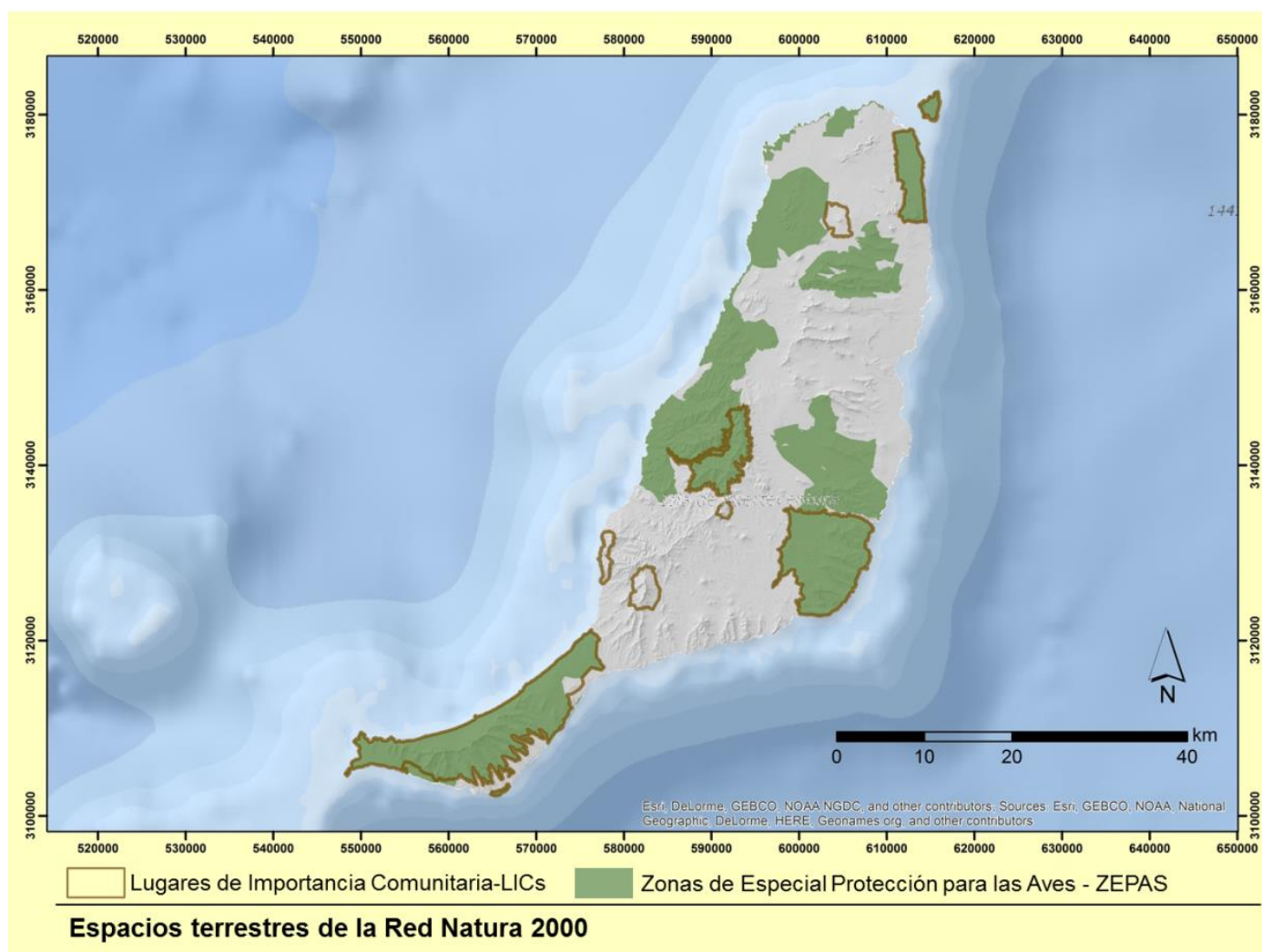


Figura 4.6. Espacios terrestres de la Red Natura 2000 declarados en Fuerteventura (hasta febrero de 2016).

5. ZONIFICACIÓN Y CARTOGRAFÍA ECOLÓGICA. BASES METODOLÓGICAS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE INDICADORES DEL PAISAJE

5.1. Introducción

El análisis del paisaje se ha abordado tradicionalmente desde diferentes perspectivas, tales como la percepción de la imagen (Garavaglia et al. 2012; Van Marwijk et al. 2012; Gobster et al. 2007; Buijs et al. 2006; Hunziker y Kienast 1999; Múgica y De Lucio 1996; Zube 1987; Bernáldez 1985; Sancho Royo 1974), los aspectos psicológicos (Antonson et al. 2009; Fischer y Shrout 2006; Aoki 1999; Abello y Bernaldez 1986; Maciá 1979), la óptica naturalista (Bernáldez 2011; Parker y Bendix 1996; McAuliffe 1994) o el análisis de patrones y escalas espacial, con un enfoque cartesiano. Esta perspectiva ha proporcionado nuevos conocimientos sobre los procesos ecológicos (Allen y Hoekstra 1992) y ha tenido una gran influencia en la forma en que se diseñan y analizan actualmente los estudios ecológicos (Wagner et al. 2005), siendo de especial utilidad en la planificación territorial (Ruiz-Labourdette et al. 2010; Bryan 2006; Loveland y Merchant 2004; Lister 2003; De Pablo 1999; Zonneveld 1989; McHarg 1969).

La zonificación ecológica se basa en la detección y cartografía de áreas ecológicamente homogéneas (“Unidades de paisaje”), con límites claramente definidos (Turner et al. 2001; Forman 1995) y se ha convertido, desde hace tiempo, en un recurso clave para la gestión del territorio, que comienza con la planificación de los usos del suelo (Antrop 2005). Así, la zonificación proporciona información objetiva sobre la vocación específica de cada región, basada en las características del territorio (recursos naturales y capacidad de carga), y respalda la toma de decisiones en materia ambiental, (Pivovarova 2015; Olstad 2012; Bocco et al. 2010; McMahon et al. 2004; Omernik 2004; McMahon et al. 2001). Convencionalmente, se basa en el paradigma del “modelo parche-mosaico” de estructura del paisaje (Forman 1995), que conceptualiza y analiza el paisaje como un mosaico de parches discretos, relativamente homogéneos, que se repiten a través del territorio y se relacionan entre sí desde un punto de vista funcional, mediante el intercambio de energía, materiales, organismos, etc. (Forman 1995; Forman y Godron

1986; Forman y Godron 1981). Este modelo ha demostrado ser bastante eficaz; proporciona un marco organizativo simplificador que facilita el diseño experimental, el análisis y la gestión con métodos y herramientas bien establecidos (McGarigal y Cushman 2005).

La delimitación de las “unidades de paisaje” se basa en el reconocimiento de que las interacciones entre los diferentes componentes de los ecosistemas condicionan su disposición espacial produciendo patrones espacio-temporales (configuraciones espaciales típicas recurrentes) que, una vez detectados, son útiles para delimitar sectores ecológicamente homogéneos (Bailey 2009a). La delineación de estas unidades consiste, pues, en identificar los factores ambientales que controlan la expresión espacial de los ecosistemas en diferentes niveles (escalas), estableciendo límites donde estos factores cambian significativamente (Bailey 2009a). El procedimiento será tanto más completo cuanto más información pueda integrar (Cabello et al. 2012; Olstad 2012; Bailey 2009a; Mackey et al. 2008; Bryan 2006; McGarigal y Cushman 2005; Bailey 2004; Bunce et al. 2004; Loveland y Merchant 2004; McMahon et al. 2004; Omernik 2004; Olson et al. 2001; De Pablo 1999; Rowe 1980).

Se han utilizado diferentes aproximaciones en el marco del modelo parche-mosaico para clasificar el territorio y precisar los límites de estos sectores ecológicos (Ozkan 2014; Olstad 2012; Yilmaz 2011; Ruiz-Labourdette et al. 2010; Bailey 2009b; Loveland y Merchant 2004; Pineda 2004; Wu y David 2002; McMahon et al. 2001; De Agar et al. 1995; Bailey 1983; Damman 1979; McHarg 1969). Entre los enfoques más utilizados están los basados en la superposición de “capas” o “temas” correspondientes a diferentes rasgos concurrentes en el territorio –litología, tipos de suelo, vegetación, cultivos, etc. –. Bajo esta aproximación se ordenan y superponen los temas ambientales seleccionados y se obtiene el mapa de unidades “ecológicas” a partir de la intersección de las diferentes unidades temáticas. Las tareas de “integración” se basan en el conocimiento de expertos (que deciden el orden de superposición de las capas y el grado de coincidencia entre los distintos sectores cartografiados) y pueden llegar a ser muy laboriosas en función de la escala cartográfica utilizada. Actualmente los diferentes algoritmos

incorporados a los Sistemas de Información Geográfica (SIG) proporcionan unidades espaciales mediante la obtención automática de las intersecciones entre los diferentes temas, pero, aun así, esta aproximación tiene limitaciones importantes para satisfacer los requerimientos que exige una planificación multidimensional e integrada del territorio (De Pablo y De Agar 1993; Lowell 1990; Bailey 1988; Fosberg et al. 1961).

Como alternativa a estos métodos se han desarrollado procedimientos basados en la aplicación de análisis multivariantes que, a diferencia de los anteriores, consideran a los ecosistemas como un conjunto de componentes interrelacionados, de manera que alteraciones en cualquiera de sus elementos afectan en mayor o menor medida a los demás. Por esta razón no se prioriza ningún componente en el análisis hasta que se demuestre su importancia en el comportamiento del conjunto (De Agar et al. 1995; De Pablo y De Agar 1993). En este caso, se prioriza el sistema de relaciones ecológicas que caracteriza al medio natural, más que a un conjunto de aspectos temáticos aislados. Mapas ecológicos así obtenidos proporcionan una descripción verdaderamente integrada del sistema y ayudan a resolver los problemas derivados de la consideración del territorio como un espacio fragmentado y sectorial (Bernáldez 2011; Bailey 2009b; De Pablo y De Agar 1993; Bailey 1988; De Pablo y Pineda 1985). Estos mapas pueden ser jerárquicos, multi-escalares y multifactoriales y son útiles para explorar procesos ecológicos con patrones espaciales (Grondin et al. 2014; Huston 1999; Klijn y de Haes 1994; O'Neill et al. 1992; Urban et al. 1987), así como para escoger el nivel apropiado de detalle para el desarrollo de propuestas de uso, manejo y protección del territorio (Cash et al. 2006; Steinhardt y Volk 2003; Jensen et al. 2000; Rowe 1996; Sims et al. 1996; Smalley et al. 1996; Bailey 1985).

Los procedimientos numéricos multivariantes han sido reconocidos como explícitos, repetibles y transferibles (Hargrove y Hoffman 2004; Leathwick et al. 2003; Bunce et al. 1996; De Agar et al. 1995; De Pablo y Pineda 1985) por lo que han sido ampliamente utilizados y aplicados (Pivovarov y Makhovikov 2016; Andrew et al. 2011; Long et al. 2010; Snelder et al. 2010; Mackey et al. 2008; Metzger et al. 2005; Trakhtenbrot y Kadmon 2005;

Hargrove y Hoffman 2004; Leathwick et al. 2003; Sheail y Bunce 2003; Tran et al. 2003; Zhou et al. 2003).

Pese a la gran contribución que supone el modelo parche-mosaico en el estudio de las relaciones entre patrones espaciales y procesos ecológicos a escala de paisaje (Turner 2005), cabe preguntarse si los ecosistemas pueden realmente presentar fronteras evidentes como, por ejemplo, las que se cartografían como unidades de un mapa de vegetación o cultivos. En este sentido diversos autores han destacado las limitaciones que presenta la categorización del paisaje para cartografiar patrones ecológicos continuos (Frazier y Wang 2013; Cushman et al. 2010; Evans y Cushman 2009; Cushman et al. 2007; McGarigal y Cushman 2005; Manning et al. 2004; McIntyre y Barrett 1992). De igual manera, se ha aceptado que los fenómenos físicos y los procesos biológicos tienden a variar en forma de gradientes sin límites naturales claros, a pesar de las discontinuidades en la cobertura del suelo que puedan existir ya sean debidas a perturbaciones naturales o antrópicas (Austin 1999; Austin y Smith 1989). Las fronteras de los procesos ecológicos pueden ser muy difusas, por lo que la clasificación del paisaje en parches perfectamente delimitados e internamente homogéneos puede ocultar información ecológica que varía en el espacio (McGarigal y Cushman 2005; Gustafson 1998). Cuando los modelos de mosaicos de parches del paisaje no son los más apropiados para cuantificar la variabilidad de determinados factores y procesos ecológicos, los enfoques metodológicos basados en gradientes ambientales son un marco útil e innovador que permite desarrollar y probar hipótesis acerca de las interacciones entre estructura del paisaje y procesos ecológicos continuos. Este enfoque elimina la subjetividad inherente a la toma de decisiones en la elección de las bases sobre las que definir los límites entre unidades espaciales y proporciona una representación más realista de la heterogeneidad espacial y de la manera en que los organismos perciben e interactúan con los patrones del paisaje (Frazier y Wang 2013; Mondal 2011; Cushman et al. 2010; Valdés y García 2009; Bridges et al. 2007; Fischer y B. Lindenmayer 2006; McGarigal y Cushman 2005; Manning et al. 2004). Además, los gradientes son con frecuencia independientes de las escalas de análisis (Cushman et al. 2010; Keane et al. 2002; Franklin y

Woodcock 1997; Gosz 1992; Whittaker 1975) y la variabilidad ambiental se mantiene a través de estas (Bridges et al. 2007). Por ello, la consideración de los sistemas ecológicos como gradientes y los métodos de análisis que consideran la heterogeneidad continua del paisaje son cada vez más utilizados (Kent 2009).

Las consideraciones anteriores dan lugar a dos paradigmas: i) los factores que varían continuamente, como los parámetros vinculados al ciclo del agua o a la dinámica del aire, podrían considerarse de manera poco realista si el modelo de representación se basa únicamente en parches y sin una explicación adecuada de la importancia de la complejidad espacial de los sistemas ecológicos (McGarigal y Cushman 2005; Rescia et al. 1994). Además, ii) la imagen que percibimos de un espacio dado (Bernáldez 2011; Pineda et al. 1974) puede corresponder a un territorio aparentemente homogéneo o a otro heterogéneo pero, en ambos casos, bajo esta imagen se encuentran fenómenos físicos y procesos biológicos cuya variabilidad espacial y temporal ocurre en forma de gradientes que no proporcionan una visión objetiva de límites o discontinuidades (De Pablo et al. 1982).

Un mapa ecológico debería basarse en el concepto de continuum ambiental en un espacio determinado por dimensiones que corresponden a factores ecológicos y reflejarlo cartográficamente. Sin embargo, la planificación territorial requiere un sistema de zonificación exacto, dirigido a una perfecta delimitación y localización de los usos del suelo, facilitando así la gestión territorial. Por ello, la aplicación del enfoque ecológico en la planificación del territorio supone un gran desafío.

Este capítulo aborda las circunstancias mencionadas mediante el desarrollo de un método de zonificación basado en la detección de indicadores de la variabilidad ecológica del territorio, en lugar de la delimitación clásica de unidades espaciales. La variabilidad espacial se explica mediante un modelo cuantitativo de dependencia entre el paisaje rural-cultural, descrito a través de la vegetación y usos del suelo, y las tendencias de variación física, descritas mediante la variabilidad climática, litológica y geomorfológica. Los gradientes biofísico-culturales detectados se expresan cartográficamente, permitiendo la zonificación del territorio y la integración de la planificación de los usos del

suelo dentro de un contexto de variación continua del paisaje. Este enfoque facilita la toma de decisiones de zonificación territorial considerando las distintas categorías de variables de paisaje que actúan a diferentes escalas y evitando, en la medida de lo posible, la ruptura de los patrones espaciales de variación del territorio y los procesos ecológicos asociados.

5.2. Método

El procedimiento desarrollado formaliza la relación entre el paisaje rural-cultural y sus condicionantes físicos en la isla de Fuerteventura, un territorio desértico, de aspecto muy homogéneo (Fig. 5.1).

El método utilizado sigue la secuencia: ordenación multivariante - regresiones múltiples -detección de indicadores del paisaje - análisis vectorial - zonificación del paisaje-. Los resultados obtenidos a partir de esta aproximación metodológica se expresaron cartográficamente mediante la integración de las dos principales tendencias de variación del paisaje de la isla, así como, a través un conjunto de indicadores de dicha variabilidad. El esquema general del procedimiento seguido se recoge en la Figura 5.2.



Figura 5.1. Fotografías de amplia perspectiva que muestran el aspecto desértico y homogéneo de prácticamente toda la isla.

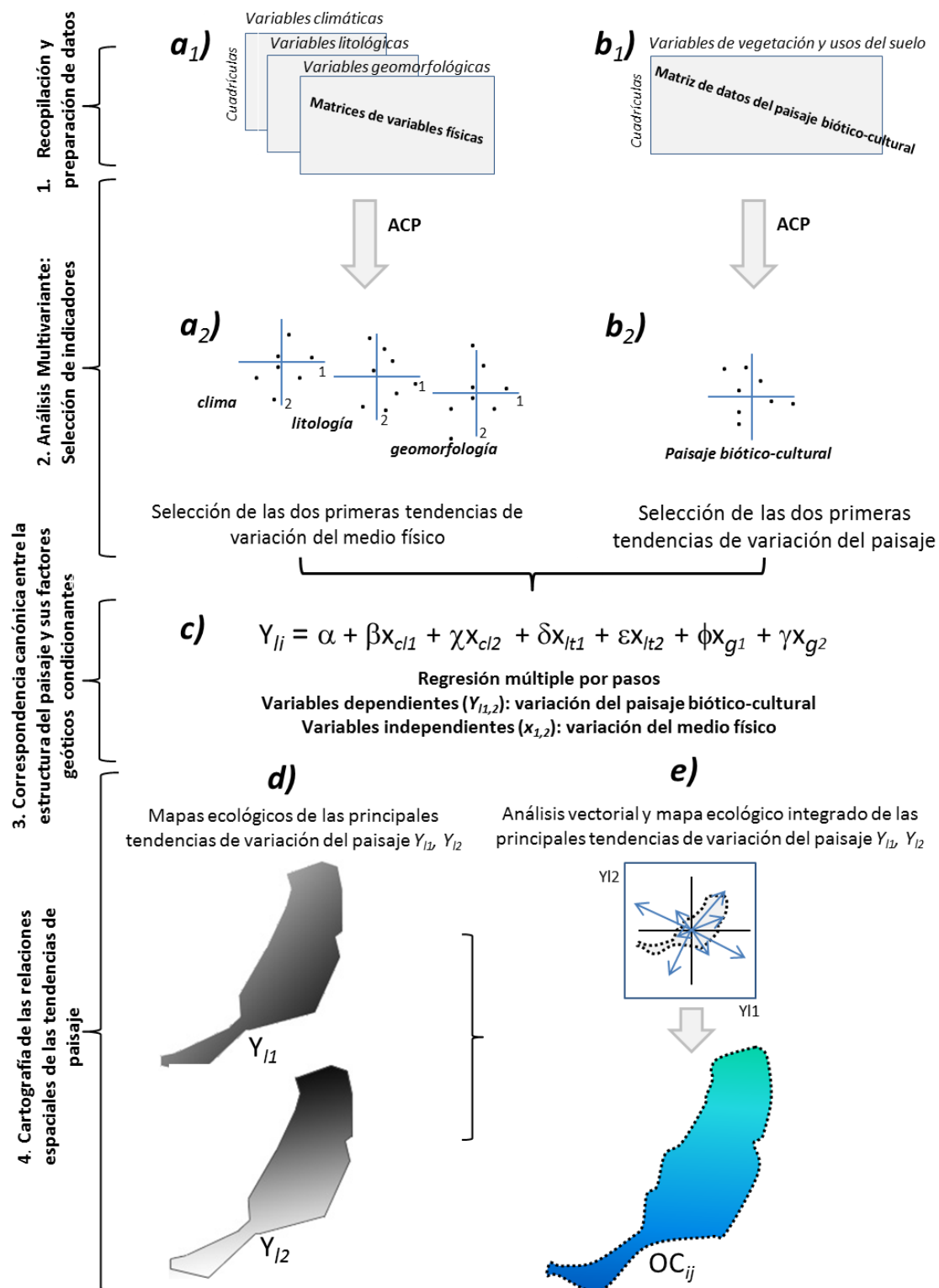


Figura 5.2. Esquema metodológico. a1, b1) Recopilación y preparación de datos. Matrices de datos físicos y de paisaje obtenidos de la superposición de una malla de cuadrículas de 1 x 1 km sobre los mapas de los temas recogidos en la base de datos ambientales; a2, b2) Análisis de ordenación multivariante de las matrices de datos y selección de las dos primeras tendencias de variación; c) Modelo de relación entre la estructura del paisaje rural-cultural y sus factores geóticos condicionantes - Regresión múltiple por pasos; d) Cartografía independiente de las dos principales tendencias de variación del paisaje, obtenidas a partir del análisis de ordenación; e) Análisis vectorial y expresión cartográfica del plano de ordenación

5.2.1. Recopilación y preparación de datos

Se realizó una revisión de la información bibliográfica y las bases de datos disponibles, a partir de las cuales se seleccionaron y registraron (Fig. 5.2):

- a₁) variables físicas (climáticas, litológicas y geomorfológicas);
- b₁) variables bióticas y culturales (tipos de vegetación, agricultura y otros usos del suelo).

Para comprobar y validar la información recogida, así como para suplir las carencias de determinada información, se realizaron recorridos detallados de campo y revisiones sobre el terreno de los mapas temáticos existentes. Numerosos detalles de los mapas de partida se generaron de esta manera (consultar los detalles sobre las variables registradas, sus unidades y los procedimientos de cálculo y categorización en los Apéndices 5.1 – 5.4).

Las variables registradas, continuas y nominales, se incorporaron en un sistema de representación espacial georreferenciado, lo que permitió la integración de la información temática (ArcGIS; ESRI 2012). La base de datos obtenida constaba de cada uno de los aspectos temáticos georreferenciados. La superposición de un sistema reticular o malla de cuadrículas de 1x1 km, que abarcaba toda la superficie de la isla, a cada uno de los temas registrados en la base de datos permitió obtener 4 matrices de datos correspondientes a cada uno de los tipos de variables mencionadas (climáticas, litológicas, geomorfológicas y de vegetación y usos del suelo, respectivamente; Fig. 5.2a₁, b₁). Cada matriz estaba compuesta de 1.751 filas (cuadrículas de la malla o unidades de análisis) y tantas columnas como variables consideradas en cada tema.

5.2.2. Análisis numéricos

Las cuatro matrices de variables físicas y biótico-culturales, se sometieron a análisis de ordenación multivariante (análisis de componentes principales; ACP). Los análisis numéricos permitieron proyectar a cada punto del territorio registrado en el *sistema reticular* de cuadrículas, en cuatro planos

de ordenación correspondientes a cada una de las matrices consideradas y cuyas dos primeras dimensiones reflejan, respectivamente (Fig. 5.2a₂, b₂):

a₂) variabilidad física del territorio; basada en las dos principales tendencias de variación física obtenidas a partir de los ACPs de las correspondientes matrices de datos climáticos, litológicos y geomorfológicos;

b₂) estructura del paisaje considerando su variación biótico-cultural; basada en las dos principales tendencias de variación de la matriz de datos de vegetación y usos del suelo.

Las tendencias de variación resultantes de los ACPs se interpretaron de acuerdo con los factores de carga (*factor loadings*) de las variables en los dos primeros ejes o factores obtenidos en cada análisis. Estas cargas factoriales representan el peso de cada una de las variables en los ejes, de forma que los valores más elevados en términos absolutos indican una relación estrecha entre los ejes y las variables. Así, los pesos factoriales proporcionan información sobre las variables con mayor valor indicador de las principales tendencias detectadas a partir del análisis de cada conjunto de datos.

5.2.3. Cuantificación de la relación entre la estructura del paisaje y sus condicionantes geóticos

Con el fin de cuantificar la interrelación entre la estructura del paisaje y sus principales condicionantes físicos (clima, litología y geomorfología), se calcularon regresiones múltiples por pasos entre las principales tendencias de variación del paisaje (Y_{11} , Y_{12}) y las del clima (X_{cl1} , X_{cl2}), litología (X_{lt1} , X_{lt2}) y geomorfología (X_{g1} , X_{g2}), obtenidas a partir de los ACPs (Figura 5.2c).

En el modelo de ajuste, se utilizaron como variables dependientes las coordenadas de las observaciones (cuadrículas de la malla) en las dos primeras dimensiones del plano de ordenación del paisaje (Y_{11} y Y_{12}). Las variables independientes fueron las coordenadas de las mismas observaciones en los dos ejes principales de los análisis de ordenación de las matrices de datos climáticos, litológicos y geomorfológicos.

Se obtuvo así una ecuación de regresión para cada una de las dos primeras tendencias de variación biótico-cultural del paisaje detectadas en la isla. Estas ecuaciones señalan los indicadores físicos que condicionan de manera más determinante la variación espacial del paisaje, con información numérica sobre su importancia y signo (los coeficientes de regresión, Fig. 5.2c). La interacción entre las tendencias de variación física y biótico-cultural siguió la siguiente expresión:

$$Y_{li} = \alpha + \beta X_{cl1} + \delta X_{cl2} + \varepsilon X_{lt1} + \phi X_{lt2} + \eta X_{g1} + \kappa X_{g2} \quad (1)$$

Donde Y_{li} representa cada una de las tendencias de variación del paisaje de la isla, expresadas por las coordenadas de las cuadrículas en los dos primeros ejes del ACP de la matriz de paisaje (fig. 5.2b₂); α es la intersección de la ecuación ajustada (ordenada del punto de intersección con el eje Y); X_{cl1} , X_{cl2} , X_{lt1} , X_{lt2} , X_{g1} , X_{g2} son los dos primeros ejes de los ACPs de las matrices climáticas, litológicas y geomorfológicas analizadas, también expresadas por las coordenadas de las cuadrículas en los ejes 1 y 2 de los respectivos ACP. Los coeficientes de regresión β , δ , ε , ϕ , η , κ indican la importancia y signo de las variables físicas que forman parte de la ecuación de regresión.

Las regresiones proporcionaron modelos de dependencia del paisaje respecto a un bajo número de factores físicos condicionantes (indicadores detectados). El análisis de los residuos, imprescindible para testar las hipótesis de los modelos de regresión, se llevó a cabo mediante la prueba de Durbin-Watson.

5.2.4. Análisis vectorial del plano de ordenación y cartografía ecológica

La cartografía ecológica del área de estudio se basó en la proyección espacial de las coordenadas de las cuadrículas en el plano de ordenación del paisaje (Fig. 5.2d). Estas coordenadas indican las condiciones ecológicas de cada cuadrícula, de acuerdo con los dos gradientes detectados a partir de los

dos primeros ejes del ACP de la matriz de paisaje (Y_{11} y Y_{12}) y que se pueden interpretar como dos versiones del paisaje de la isla, cada una con sus indicadores ambientales característicos.

La correspondencia espacial entre las dos principales tendencias del paisaje de Fuerteventura (Fig. 5.2d) se calculó mediante análisis vectoriales en el sistema de referencia ortogonal representado por el espacio de ordenación bidimensional Y_{11} , Y_{12} . En cada cuadrante del plano se proyectaron los vectores correspondientes a las posiciones OC_{ij} de cada cuadrícula C , con coordenadas i, j , con respecto al origen del sistema de coordenadas O . De igual manera, se calculó el ángulo (θ) de los vectores con respecto a al semieje $+X$, en sentido antihorario (Fig. 5.2e),

$$\theta = \arcsen i/j \quad (2)$$

A continuación, se clasificaron los vectores según sus ángulos en 8 grupos diferentes, dos por cada cuadrante, considerando la bisectriz de cada uno de ellos. En estos cuadrantes, se calcularon un conjunto de vectores centroides, V_{cen} , con origen (0,0) y punto final (X_{cen} , Y_{cen}) en el centro de masas de cada grupo de cuadrículas situadas en las áreas delimitadas por las bisectrices de los cuadrantes,

$$X_{cen} = \frac{\sum_{i=1}^n Xi}{n} ; Y_{cen} = \frac{\sum_{j=1}^n Yj}{n} \quad (3)$$

La dirección (ángulo) de los vectores centroides permite identificar las principales características del paisaje de los grupos de cuadrículas según su posición respecto a las variables indicadoras de los ejes del plano de ordenación del paisaje.

El análisis vectorial desarrollado permite la integración en un mapa único, de las dos tendencias principales de la variación del paisaje (Y_{11} , Y_{12}), así como la identificación de las variables discriminantes o indicadoras de las unidades espaciales del territorio (Fig. 5.2e).

5.3. Resultados

5.3.1. Detección de gradientes físicos y de paisaje

5.3.1.1. Variabilidad climática

La Tabla 5.1 sintetiza la variación climática de Fuerteventura de acuerdo a los datos registrados en la malla de cuadrículas y analizados mediante ACP. De acuerdo con los *factor loadings* obtenidos se observa un gradiente de “potencialidad hídrica” que se extiende desde áreas más áridas y cálidas, con un alto grado de evapotranspiración, a ambientes con mayor precipitación. El segundo gradiente se refiere a la “variación térmica” en la isla. Se superpone al anterior y sus extremos negativos y positivos indican respectivamente, ambientes moderadamente fríos en invierno y áreas cálidas con altos valores de radiación solar, particularmente en verano.

Tabla 5.1. Síntesis de los resultados del ACP de la matriz de datos climáticos asignados al sistema de cuadrículas. Se indican las variables que caracterizan las principales tendencias de variación, obtenidas a partir de los dos primeros ejes del ACP. Sus cargas factoriales se muestran entre paréntesis. En el Apéndice 5.1 se muestra la relación de variables climáticas utilizadas y el procedimiento de obtención de datos climáticos.

a)		Potencialidad hídrica	
← -		→ +	
		Eje 1 (Absorción de varianza 54,56%)	
Temperatura de primavera	(-0,902)	Precipitación de otoño	(0,921)
Evapotranspiración anual	(-0,862)	Precipitación anual	(0,904)
Temperatura anual	(-0,839)	Precipitación de invierno	(0,845)
		Precipitación de primavera	(0,825)
		Precipitación de verano	(0,777)
b)		Variación térmica	
← -		→ +	
		Eje 2 (Absorción de varianza 21,24%)	
Temperatura de invierno	(-0,454)	Radiación solar de verano	(0,853)
		Radiación solar anual	(0,787)

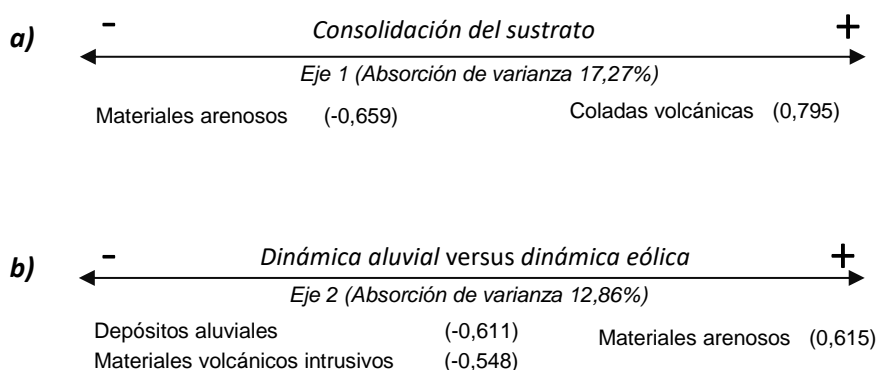
5.3.1.2. Variabilidad litológica

La Tabla 5.2 muestra las dos principales tendencias de variación litológicas detectadas en la isla. La primera refleja un gradiente de “consolidación del sustrato”, que varía desde áreas con sustrato móvil, caracterizadas por materiales provenientes de procesos de erosión y

sedimentación que forman depósitos arenosos, hasta zonas que presentan materiales volcánicos consolidados (coladas basálticas).

Las arenas eólicas caracterizan también el extremo positivo del segundo eje del ACP, que expresa un gradiente de “dinámica eólica versus dinámica aluvial”, tal como se deriva de la carga factorial que los depósitos aluviales presentan en el extremo negativo del eje 2 (-0,611). En este extremo del gradiente de variación litológica expresado por la segunda dimensión del plano de ordenación, también tienen relevancia (factor de carga: -0,548) materiales arenoso-arcillosos y piroclastos, así como intrusiones raras de roca granítica (traquita), concentradas únicamente en el norte y en el centro de esta isla volcánica.

Tabla 5.2. Síntesis de los resultados del ACP de la matriz de datos litológicos. Se muestran las dos principales tendencias de variación litológica detectadas en la isla y las variables indicadoras de éstas, tal como muestran sus cargas factoriales. En el Apéndice 5.2 se muestra la relación de variables litológicas utilizadas, sus clases y la forma de obtención de los datos litológicos.

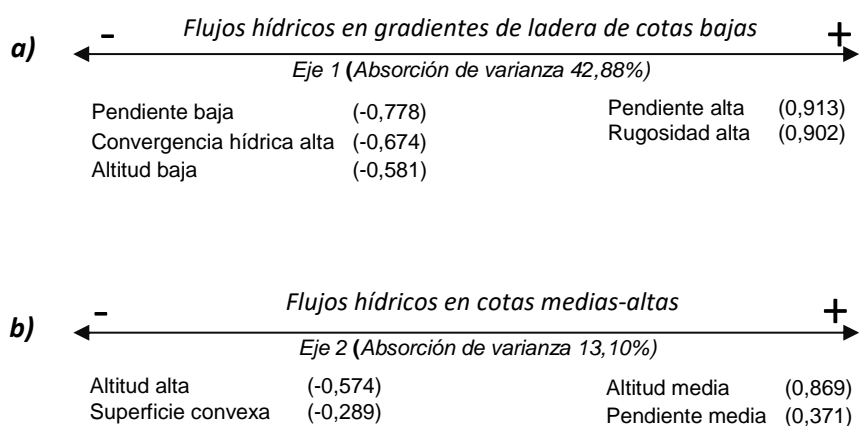


5.3.1.3. Variabilidad geomorfológica

En la Tabla 5.3 se sintetiza la variación de la geomorfología de la isla según los resultados del ACP. El primer tipo de variación encontrada destaca los “flujos hídricos en gradientes de ladera de cotas bajas”, expresados según la dinámica de los fenómenos de exportación-tránsito-acumulación de materiales desde terrenos rugosos con pendientes pronunciadas hasta las zonas bajas de las laderas que tienden a acumular materiales, agua y sedimentos. Las áreas bajas de la isla tienen altitudes <112 m snm, con pendientes <12%. Los mayores grados de divergencia hídrica se inician en

áreas con pendientes >20%, propias de terrenos que presentan una superficie muy rugosa. Otra forma de variación geomorfológica en la isla depende de los “flujos hídricos en cotas medias-altas”, según indican las variables con mayores factores de carga en los extremos de los ejes del eje 2 (curvatura convexa del terreno en cotas elevadas frente a pendientes medias de cotas medias. Las áreas más elevadas de la isla, ubicadas por encima de 373 m snm, comprenden zonas de relieve convexo y gran divergencia hídrica. Las de nivel medio presentan pendientes entre 12% - 20% y ocupan cotas entre 113 m y 226 m snm.

Tabla 5.3. Síntesis de los resultados del ACP de la matriz de características geomorfológicas de Fuerteventura. Se indican las tendencias de variación detectadas y las variables indicadoras según sus cargas factoriales. En el Apéndice 5.3 se muestra la relación de variables geomorfológicas utilizadas, sus categorías y el procedimiento de obtención de los datos geomorfológicos.



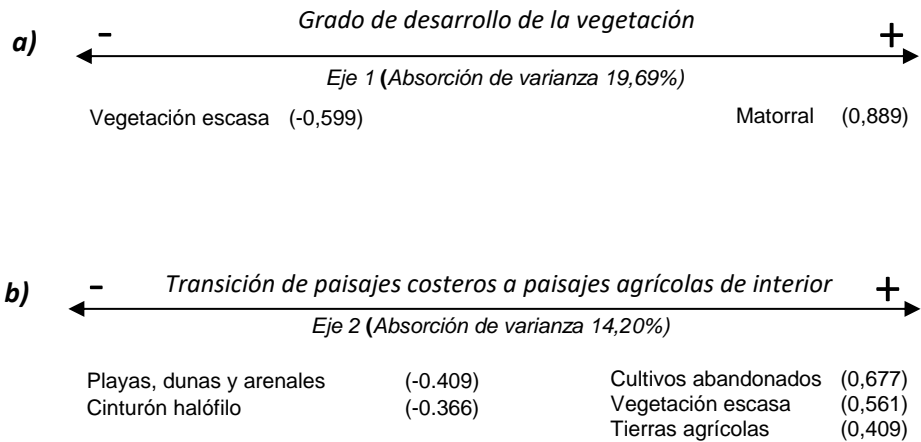
5.3.1.4. Variabilidad biótico-cultural del paisaje

La Tabla 5.4 muestra la variación biótico-cultural del paisaje de Fuerteventura. Según las cargas factoriales obtenidas por las variables de vegetación y usos del suelo, el gradiente detectado por el ACP expresa el “grado de desarrollo de la vegetación natural remanente en la isla” como principal tendencia de variación del paisaje. Desde un extremo a otro del primer eje del ACP se observa la variación desde áreas en las que las comunidades vegetales presentan una cubierta escasa a zonas que exhiben una acumulación relativa de biomasa. Lo primero es típico de la mayor parte de la isla; zonas donde las comunidades vegetales colonizan precariamente los

ambientes más secos, sin apenas agua edáfica. El extremo opuesto muestra las características de las comunidades de matorrales, asociadas con una cierta cantidad de agua que puede acumularse en los suelos de las zonas con pendientes suaves.

El segundo gradiente de variación detectado destaca la transición desde paisajes costeros caracterizados por playas, dunas, arenales y vegetación halófila hasta paisajes agrícolas de interior, con cultivos en uso o abandonados. Se observan usos tradicionales (terrazas o gavias), así como, cultivos de invernadero en zonas con cierto grado de agua freática para riego con goteo.

Tabla 5.4. Síntesis de los resultados del ACP de la matriz de características biótico-culturales (vegetación y usos del suelo) del paisaje. Se indican las tendencias de variación detectadas y las variables indicadoras (factores de carga más elevados). En el Apéndice 5.4 se muestra la relación de variables biótico-culturales utilizadas, sus clases y el procedimiento de obtención de los datos.



5.3.2. Relación entre la estructura del paisaje y el ambiente físico

La Figura 5.3 muestra los principales gradientes de variación del paisaje rural de Fuerteventura, interpretados a partir de los dos primeros ejes del ACP de la matriz de datos de vegetación y usos del suelo. Las fotografías ilustran esta variación. Las ecuaciones de regresión calculadas entre cada una de estas tendencias (ejes Y_{11} y Y_{12} del ACP) y la variación abiótica indican los principales factores ambientales condicionantes de la variación del paisaje en

la isla (Fig. 5.2 a₂, b₂). La variación del paisaje según el grado de desarrollo de la vegetación, detectada por el eje Y₁₁, parece estar condicionada principalmente por tres componentes abióticos (Fig. 5.3a): dinámica del sustrato (aluvial vs eólica), la consolidación del terreno y, en menor medida, la potencialidad hídrica ($R^2 = 0,327$, $p < 0,0001$). En la segunda tendencia el paisaje exhibe una transición desde las zonas de costa a paisajes agrícolas de interior (Fig. 5.3b, Y₁₂) que depende principalmente de la disponibilidad de agua vinculada a la convergencia de los flujos superficiales y de la dinámica y consolidación del sustrato ($R^2 = 0,384$, $p < 0,0001$).

Los coeficientes de las variables incorporadas en las regresiones múltiples indican que las zonas del territorio que han favorecido un grado relativo de desarrollo de la vegetación natural (Y₁₁) están predominantemente asociadas con sustratos consolidados (coeficiente +0,24). Los sustratos que presentan dinámica eólica tienen un bajo nivel de colonización, a diferencia de los aluviales (-0,49), que desempeñan un papel esencial en un territorio desértico. El paisaje agrícola responde principalmente a la dinámica hídrica de los gradientes de ladera (+0.41, Fig. 5.3b) así como, a los sustratos arcillo-arenosos consolidados y depósitos aluviales. El ambiente agrícola no parece mantener una relación estrecha con la variación de temperatura (bajo coeficiente, +0.16; Fig. 5.3b).

a) Primera tendencia de variación del paisaje, $Y_{11} = f(x_i)$

'Grado de desarrollo de la vegetación' = - **0,49** dinámica aluvial vs eólica + **0,24** consolidación del sustrato + 0,12 potencialidad hídrica



b) Segunda tendencia de variación del paisaje, $Y_{12} = f(x_i)$

'Transición de paisajes costeros a paisajes de interior' = + **0,41** Flujos hídricos de gradientes de ladera en cotas bajas + **0,24** consolidación del sustrato - 0,19 dinámica aluvial vs eólica + 0,19 potencialidad hídrica + 0,16 variación térmica



Figura 5.3. Principales gradientes de variación detectados en el paisaje de Fuerteventura (tabla 5.4), expresados a partir de los dos primeros ejes del ACP y de los análisis de regresión (a: $R^2 = 0,327$, $p < 0,0001$; b: $R^2 = 0,384$, $p < 0,0001$) que identifican las características ambientales físicas más determinantes (indicadores) en la variación del paisaje de la isla según la importancia y el signo de los coeficientes de regresión de las variables incorporadas en los modelos de ajuste.

5.3.3. Integración y cartografía de las relaciones espaciales del paisaje

Un análisis vectorial en el plano de ordenación del paisaje nos permitió integrar y cartografiar las interacciones espaciales entre las dos principales tendencias del paisaje. La figura 5.4 muestra un patrón circular basado en la distribución direccional de los vectores centroides calculados a partir de los datos angulares de la malla de cuadrículas proyectadas en el plano del ACP. Se observa un claro gradiente de variación del paisaje en el sentido antihorario, desde áreas caracterizadas por matorrales (áreas con densidad de biomasa relativamente alta) hasta áreas costeras periféricas con playas, dunas y vegetación halófila, pasando por sectores de paisaje dónde se combinan superficies agrícolas (en uso y abandonadas) y vegetación escasa. Estas variables biótico-culturales son finalmente los principales indicadores de la variabilidad del paisaje de Fuerteventura y pueden usarse para ilustrar la leyenda del mapa ecológico.

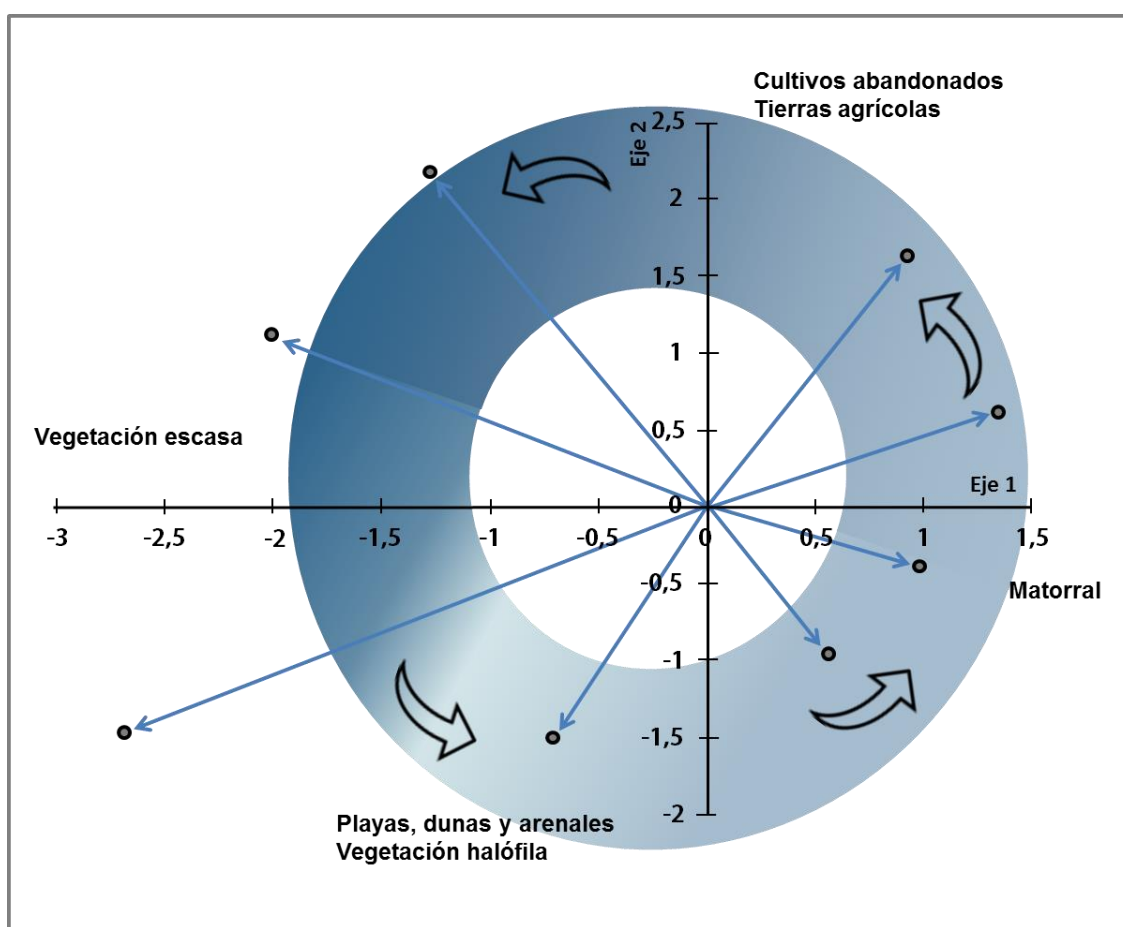


Figura 5.4. Análisis vectorial del plano del ACP. Gradiente circular en sentido antihorario de las cuadrículas proyectadas sobre el plano y variables indicadoras de la variación del paisaje biótico-cultural. Estos indicadores ilustran la leyenda del mapa ecológico.

La Figura 5.5 muestra los mapas resultantes de las proyecciones espaciales de las dos tendencias de variación del paisaje de forma independiente (ejes 1 y 2 del plano de ordenación; Figs. 5.5a y 5.5b, respectivamente) y de manera integrada, a partir de un análisis vectorial del plano de ordenación antes mencionado (Fig. 5.5c).

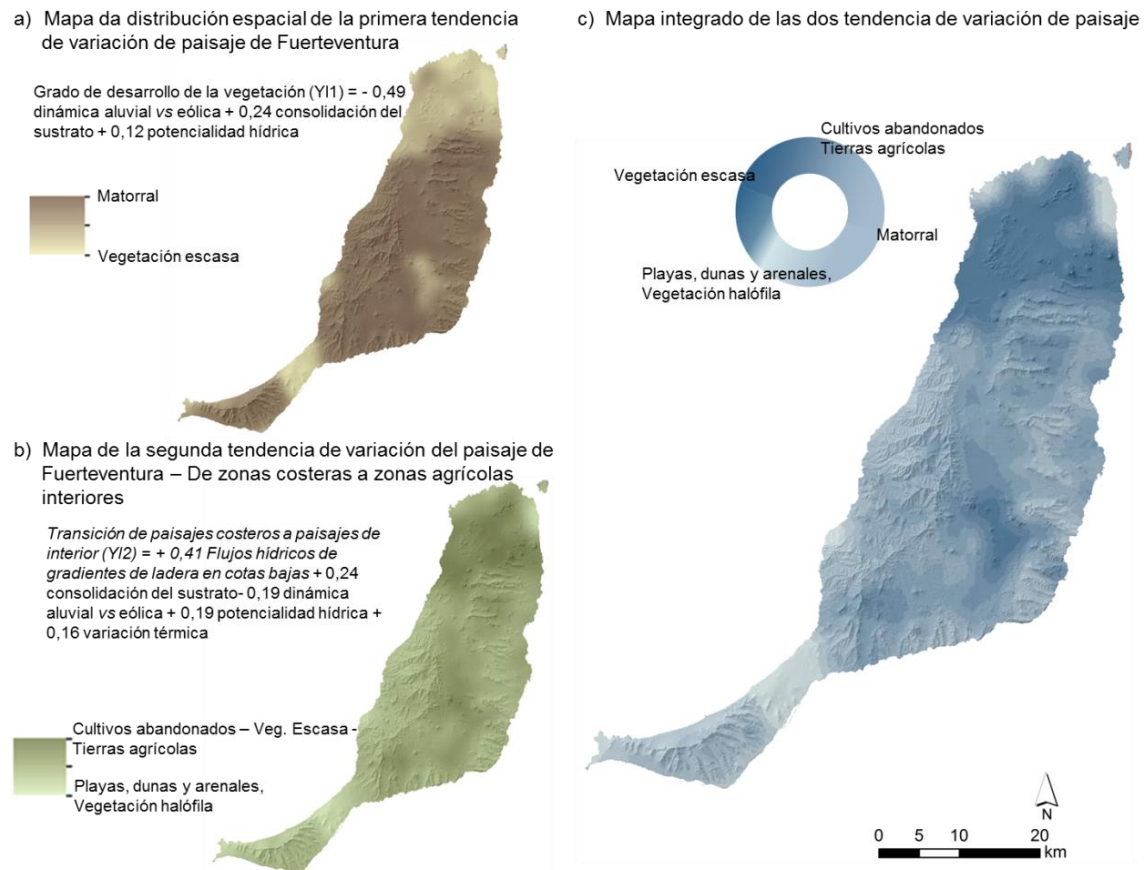


Figura 5.5. Cartografía de las principales tendencias de variación del paisaje de Fuerteventura. a) Mapa de la distribución espacial de la primera tendencia de variación del paisaje de Fuerteventura. El paisaje cambia según el gradiente de desarrollo de la vegetación 'natural' de la isla, que varía desde zonas desérticas, con escasa cobertura vegetal hasta áreas con una relativa acumulación de biomasa, representadas principalmente por matorrales; b) Mapa de la segunda tendencia de variación del paisaje de Fuerteventura, desde la costa hasta zonas agrícolas del interior de la isla; c) Mapa integrado de las dos tendencias de variación del paisaje, basado en el análisis vectorial de las cuadrículas proyectadas sobre el plano de ordenación. Únicamente por motivos cartográficos, se generó una superficie continua con transiciones suaves en los mapas de paisaje, mediante procedimientos geoestadísticos (Oliver 1990). La técnica aplicada es una mejora cartográfica que no afecta a los análisis realizados y a los resultados obtenidos.

5.4. Discusión

El paisaje de Fuerteventura, de una elevada aridez, es claramente un paisaje rural-cultural con zonas agrícolas y de pastoreo extensivo de cabras (Schuster et al. 2012; Rodríguez et al. 2000), pero muestra cierto grado de

naturalidad. Es destacable que gran parte de la vegetación considerada como “natural” es en realidad un vasto pastizal de plantas herbáceas terofíticas y matorrales escasos que contienen alrededor de 50g/m² de biomasa (Hernández et al. 2007; Rodríguez Rodríguez et al. 2005). El suelo volcánico es rico y fértil, pero las precipitaciones son escasas y la evapotranspiración elevada. Por ello, los flujos hídricos superficiales concentrados en determinados lugares son esenciales para la vida vegetal. De hecho, la dinámica del agua en gradientes de ladera se ha explotado tradicionalmente para el cultivo de cereales, lo que probablemente eliminó la vegetación natural en los lugares donde estos flujos convergen, pero ha dado lugar a características paisajísticas y actividades rurales que son la peculiaridad más destacada de la cultura tradicional de la isla y de su paisaje rural (las mencionadas gavias). En la actualidad, sin embargo, la mayoría de las gavias están abandonadas (Figuras 5.3b y 5.5b) y la heterogeneidad resultante de la organización espacial de un territorio rural agrícola se ha perdido en gran medida como consecuencia del cambio socioeconómico de la isla, actualmente muy condicionada por el turismo (Rodríguez 2015; Pineda et al. 2010; Rodríguez et al. 2010; Talavera et al. 2010).

Estas circunstancias naturales y culturales han dado lugar a un paisaje relativamente homogéneo que plantea un desafío para la zonificación y planificación de los usos del suelo. No es fácil medir y representar la heterogeneidad del paisaje, incluso si comprendemos los patrones, fenómenos y procesos que constituyen sus factores causales (Bernáldez 2011; Snelder et al. 2010; Turner 1989; Wiens 1989). Este hecho se hace aún más evidente cuando se intentan identificar las diferencias espaciales en un territorio desértico que exhibe una variabilidad tenue (como es el caso del área de estudio) para realizar los procedimientos de zonificación. El enfoque metodológico presentado en este capítulo contribuye a superar estas dificultades.

El paisaje responde a una serie de fenómenos y procesos ecológicos integrados en una malla espacial continua que no presenta fronteras. La detección de la variabilidad espacial también continua de los atributos ecológicos es vital para la comprensión de los fenómenos físicos y los procesos

biológicos en determinadas regiones que presentan paisajes con escasa heterogeneidad (Cushman et al. 2010). Desde hace algún tiempo, numerosos autores vienen describiendo cómo los procesos ecológicos actúan en forma de gradientes (Hoechstetter et al. 2011; Hoechstetter 2009; Bridges et al. 2007; McGarigal y Cushman 2005; Manning et al. 2004; Austin 2002; Oksanen y Minchin 2002; Austin y Smith 1989; Austin 1985; McIntosh 1967; Bray y Curtis 1957). Esto nos permite entender un territorio aparentemente uniforme y homogéneo mejor que si adoptamos un enfoque basado en la identificación obligatoria de parches y mosaicos (Cushman et al. 2010; Manning et al. 2004).

En este capítulo el paisaje de Fuerteventura se sintetizó mediante sus dos principales tendencias de variación. La primera es una tendencia asociada a un gradiente de desarrollo de la vegetación relacionado con características tanto bióticas como rurales y culturales de la isla. La segunda es una transición desde las zonas costeras hasta las zonas agrícolas de interior y está condicionada principalmente por los flujos hídricos a lo largo de laderas en las cotas más bajas de la isla, lo que permite el uso agrícola del suelo en algunas áreas específicas.

El modelo de dependencia aquí aplicado explica la variación continua del paisaje según tendencias de variación físicas más o menos continuas, como las climáticas, las geomorfológicas y las litológicas. Entre estos descriptores, se detectaron los factores que se pueden considerar como indicadores de la variación del paisaje. De esta manera, el modelo empleado permitió establecer las relaciones ecológicas entre las tendencias de variación ambiental encontradas en la isla y las tendencias biótico-culturales del paisaje. Es decir, en lugar de relacionar la variación del paisaje con las variables que presuntamente la determinan por medio de correlaciones parciales (entre pares de variables) se analiza la correspondencia entre estructuras: la estructura física y la biótico-cultural, esta última, considerada dependiente de la primera.

El método detecta las variaciones ambientales físicas más relacionadas con la configuración del territorio, las cuales se identifican mediante los coeficientes de las regresiones múltiples calculadas (Figs. 5.2c y 5.3). Un buen ajuste de las regresiones permite explicar gran parte de la estructura del paisaje y supone una herramienta útil para la planificación territorial.

Las variables independientes utilizadas en el cálculo de las regresiones son mucho más que simples variables. Son tendencias registradas mediante las coordenadas de los ejes de los análisis factoriales realizados previamente. Es decir, proporcionan información sobre los gradientes y oponen algunas variables a otras, según los extremos negativos o positivos de los ejes del ACP. Cada punto del territorio se registra con características que definen una posición dentro de una tendencia y este punto se compara con todos los demás. Las tendencias calculadas mediante regresiones múltiples absorben una varianza aceptable, considerando tanto el número de cuadrículas analizadas (1.751), las cuales cubren regularmente toda la isla, como también la homogeneidad del territorio ya mencionada. Los coeficientes de determinación de las dos regresiones calculadas sugieren que gran parte de la variabilidad del paisaje puede explicarse mediante el modelo lineal simple aplicado. Regresiones adicionales (y el cálculo previo de otros ejes adicionales del ACP) o un aumento en el grado de los polinomios puede proporcionar más detalles del paisaje. Sin embargo, eso incrementaría la dificultad de interpretación del modelo.

El nuevo procedimiento de zonificación basado en análisis vectoriales se fundamenta en el análisis de datos angulares asociados a las coordenadas de las cuadrículas georreferenciadas, proyectadas en el plano de ordenación. El cálculo vectorial capta la direccionalidad de grupos de cuadrículas en el espacio bidimensional definido por los ejes de ordenación y los vincula a segmentos específicos de los gradientes de paisaje identificados en el plano de ordenación, caracterizados por las variables indicadoras (aquellas con factores de carga más elevados). Varios autores han aplicado análisis vectoriales para el estudio de trayectorias de cambio del paisaje (Schmitz et al. 2012), la dinámica espacial del paisaje (Pineda y Schmitz 2011; Wang y Pullar 2005) y la distribución del patrón del paisaje (Zhang et al. 2006), pero nunca en la forma en que se desarrolla en la presente investigación. Esta solución difiere de los procedimientos tradicionales de cartografía ecológica, y permite la integración y la proyección espacial en un único mapa de las dos principales tendencias de variación del paisaje. El método desarrollado también permite identificar variables clave de la variabilidad del paisaje para establecer un conjunto de

indicadores orientados a la zonificación (Geng et al. 2014). Estos indicadores son útiles para discernir las diferencias entre las unidades del paisaje y, por lo tanto, esenciales para el proceso de zonificación, para la planificación y gestión de los usos del suelo, así como para proponer medidas de protección del territorio (Papadimitriou 2002).

El procedimiento seguido evita las desventajas de reducir un paisaje aparentemente homogéneo a una descripción categórica, a veces obtenida con cierto grado de subjetividad, y de inexactitudes inherentes a la diferenciación de fronteras netas en sistemas naturales (como es el caso de los *clusters* que proporcionan unidades espaciales y sectores bien delimitados) (Cushman et al. 2010; Openshaw 1984). El enfoque permite identificar un conjunto común de indicadores que resumen información importante sobre la complejidad del paisaje y que puede proporcionar una ayuda valiosa para la planificación de los usos múltiples del territorio (Fry et al. 2009).

5.5. Conclusión

El método de zonificación desarrollado ha permitido detectar que un paisaje aparentemente homogéneo como el del área de estudio responde en realidad a dos formas superpuestas de variación en el territorio. Una depende del grado de desarrollo de la vegetación en la isla y la otra destaca la diferencia entre zonas costeras periféricas y zonas interiores. La primera está condicionada por tres factores físicos predominantes o indicadores de la variación del paisaje: la dinámica aluvial del sustrato, que contrasta con el predominio de la dinámica eólica de otras áreas en las que apenas se pueden desarrollar la vegetación, el grado de consolidación del sustrato y, en menor medida, la potencialidad de agua. La segunda forma de variación depende de una mayor cantidad de factores ambientales, siendo los principales, los flujos hídricos asociados a gradientes de ladera.

Considerados por separado, ninguno de estos factores permite que el paisaje de la isla se caracterice de una manera tan sintética y completa como puede lograrse mediante la integración de las dos formas de variación antes mencionadas. Estas, junto con todos los demás factores, revelan un paisaje de

organización espacial sutil, expresada como gradientes ambientales, un hecho que apenas permite que las áreas sin límites evidentes sean percibidas y delimitadas. Así, el nuevo procedimiento que implica mapas basados en vectores constituye una herramienta eficaz para resumir, describir y proyectar espacialmente las interacciones entre las principales tendencias de variación de paisaje obtenidas. Los resultados mitigan las incertidumbres que surgen al zonificar un territorio aparentemente uniforme. El método desarrollado permite deducir variables ambientales clave que presentan alta capacidad descriptiva y valor indicador de la variabilidad del paisaje y proporciona la base para la zonificación de un área en la que las decisiones referentes a la delimitación espacial son difíciles debido a la falta de límites claros entre sectores.

6. CARACTERIZACIÓN Y CARTOGRAFÍA DE LA CONECTIVIDAD ECOHIDROLÓGICA. UN RECURSO PARA LA OPTIMIZACIÓN DEL DISEÑO DE UN PARQUE NACIONAL

6.1. Introducción

La conectividad, o capacidad de conexión entre los componentes de un sistema, es un proceso fundamental en el mantenimiento de la estabilidad y del funcionamiento general de los ecosistemas (Miller et al. 2012; Pineda y Schmitz 2011). Fenómenos físicos como el transporte de materiales a lo largo de laderas, la infiltración, la recarga de acuíferos, la evaporación, la insolación del sustrato, el calentamiento del aire, etc., son componentes de la conectividad ecológica que permiten conectar distintas porciones del territorio, constituyendo una trama de interacciones que conforman la base sobre la que se desarrollan los procesos biológicos. Por ello, la identificación y el mantenimiento de este proceso ecológico deben ser objetivos clave para la conservación de la naturaleza (Jørgensen 2016; Pringle 2006; Pineda y Schmitz 2003; Pringle 2001a), la gestión ambiental del territorio y el diseño y establecimiento de Espacios Naturales Protegidos (Wang et al. 2009; Schmitz et al. 2006a; Austin et al. 2004; Baudry 2003; Pineda y Schmitz 2003).

A escala de paisaje, la conectividad ecológica ha sido descrita y cuantificada por algunos autores como una trama o red compuesta por vectores de transporte que vinculan los recursos naturales y/o los organismos que caracterizan una unidad del paisaje o parche (Miller et al. 2012; Pineda y Schmitz 2011). Los modelos desarrollados bajo este enfoque vectorial dinámico son particularmente eficaces en la evaluación de la conectividad ya que, al contrario que otros procedimientos de modelado, eliminan las fronteras artificiales entre procesos ecológicos y permiten simular el comportamiento emergente resultante de las retroalimentaciones entre ellos. En este marco de referencia han surgido aproximaciones metodológicas que cuantifican la conectividad a través de procesos eco-hidrológicos basados en las rutas del agua (“conectividad ecohidrológica”), esenciales para entender y predecir cómo los paisajes responden a alteraciones y cambios ambientales. Bajo esta perspectiva ecohidrológica la conectividad puede ser entendida como la transferencia de agua, materiales y nutrientes entre los distintos componentes

biofísicos del ecosistema (Miller et al. 2012; Wang et al. 2012b). La transferencia puede ser de naturaleza cíclica, cuando el agua queda retenida en el sistema, como ocurre en la conexión entre el agua del suelo, las plantas y la atmosfera (Trenberth 1999; Sala et al. 1989; Dawson y Ehleringer 1991; Richards y Caldwell 1987), o bien de carácter unidireccional, cuando los flujos se desplazan por gravedad a lo largo de las laderas y, condicionados por particularidades topográficas, patrones de distribución de vegetación, naturaleza del sustrato etc., redistribuyen agua, nutrientes y sedimentos a posiciones topográficas inferiores. La conectividad podría definirse así como la posibilidad de conexión entre diferentes zonas geomorfológicas de los sistemas de ladera a través de flujos hídricos (Pineda y Schmitz 2011; Ludwig et al. 2005; Stieglitz et al. 2003; Dunkerley 2002).

Las relaciones causa-efecto de las interacciones entre procesos hidrológicos y biogeoquímicos son muy complejas. Por un lado los tipos y patrones de vegetación se mantienen por interacciones hidro-biogeoquímicas; por otro, la vegetación afecta, a su vez, al ciclo del agua y a la distribución espacial de los nutrientes, y, por tanto, a la estructura del suelo, a la biomasa microbiana y al microclima (Eldridge et al. 2015; D'Odorico et al. 2013; Ravi et al. 2009; Ravi et al. 2008; Ravi et al. 2007; Bhark y Small 2003; Schlesinger et al. 1990). Especialmente en ecosistemas áridos y semiáridos el agua se destaca como medio de conexión biofísica (Wang et al. 2012a; Wang et al. 2009; Austin et al. 2004), controlando factores tales como la descomposición microbiana, la respiración del suelo, la mineralización del nitrógeno, la absorción de nutrientes, la producción de biomasa o el secuestro de carbono, entre otros. Estos factores tienen efectos directos e indirectos tanto sobre los procesos ecosistémicos como sobre los culturales y los socioeconómicos (Villagra et al. 2013; Safriel 2009; Verón et al. 2006; Yahdjian et al. 2006; Aranibar et al. 2004; Austin et al. 2004; Noy-Meir 1973). En ecosistemas xéricos las actividades humanas, principalmente relacionadas con cambios de usos del suelo, ganadería, incendios y extracción de productos forestales, tienen una profunda influencia sobre las interacciones hidro-biogeoquímicas (D'Odorico et al. 2013; Bisigato y Laphitz 2009; Villagra et al. 2009). Las alteraciones que afectan a dichas interacciones pueden tener efectos

significativos sobre la calidad del agua y los procesos de desertificación lo que, a su vez, repercutiría en la calidad de vida de las poblaciones locales (Villagra et al. 2013; Freeman et al. 2007).

Los estudios ecohidrológicos en ambientes áridos se han centrado en gran medida en las interacciones suelo-planta-atmósfera (Caylor et al. 2006; Porporato y Rodriguez-Iturbe 2002; Porporato et al. 2002; Rodriguez-Iturbe 2000; Rodriguez-Iturbe et al. 1999), destacando el papel de la humedad del suelo sobre el control de la vegetación. Así, los umbrales de humedad edáfica, por debajo de los cuales la supervivencia estaría comprometida, determinarían el grado de establecimiento de las distintas especies vegetales y supondrían importantes implicaciones para la dinámica de sus poblaciones (Padilla y Pugnaire 2007). Aunque la humedad edáfica es, sin duda, una variable esencial para establecer vínculos entre los procesos hidrológicos y los biogeoquímicos (Rodriguez-Iturbe 2000), conocer y cuantificar las complejas interacciones ecológicas que condicionan la dinámica de la vegetación requiere la consideración de un conjunto más amplio de parámetros biofísicos (Huenneke y Schlesinger 2006). En sistemas con suelos que tienden a tener tasas de infiltración muy bajas, como los característicos de ecosistemas áridos, (Ludwig y Tongway 2000), además de la humedad del suelo es necesario tener en cuenta la redistribución espacial de recursos por medio de la escorrentía superficial (Suescún et al. 2005; Stieglitz et al. 2003; Judd y Kling 2002; Scott et al. 2001; Frank et al. 2000; McHale et al. 2000; Kashulina et al. 1998; Moldan y Wright 1998; Kling 1995; Oades 1993; Shaver et al. 1991). No obstante, hasta el momento, los estudios ecohidrológicos desarrollados en ambientes áridos han prestado poca atención a la dimensión direccional de los flujos hídricos y su repercusión en la variabilidad espacial de los recursos naturales (Turnbull et al. 2008).

Los aspectos anteriormente comentados destacan la necesidad de formalizar y cuantificar la conectividad ecohidrológica, considerándola como un parámetro indicador de los complejos mecanismos de auto-regulación de los procesos ecológicos, especialmente en ecosistemas áridos en los que el principal factor limitante es la disponibilidad de agua. Pese a la importancia de la conectividad ecohidrológica en la conservación de los ecosistemas y de los

bienes y servicios que éstos proporcionan a las sociedades humanas, los criterios, parámetros y modelos numéricos que permiten su evaluación desde un enfoque pragmático y cuantitativo, no están suficientemente desarrollados y extendidos y, en consecuencia, esta dimensión ambiental viene siendo ignorada en la toma de decisiones de planificación y gestión del territorio (Pringle 2006, 2001a).

En este capítulo se desarrolla un método integrado para estimar y cartografiar la conectividad ecohidrológica, considerando las perspectivas cíclica y unidireccional. La formalización de este parámetro permitirá considerarlo de manera explícita en el diseño del Parque Nacional de Zonas Áridas que se pretende declarar en la isla de Fuerteventura.

6.2. Método

La precipitación desencadena una cascada de transformaciones biogeoquímicas a diferentes escalas (Schwinning y Sala 2004). Considerando el volumen total del agua que alcanza la superficie de la tierra, una pequeña porción es retenida en las irregularidades del terreno –“almacenamiento superficial”-, parte se une y escurre hacia los ríos –“escorrentía superficial”- que irá a parar al mar o a los lagos, para evaporarse posteriormente o infiltrarse parcialmente en el suelo. Otra porción de la precipitación se infiltra en el terreno, en los poros y fisuras, una parte percola en profundidad y otra es retenida, para uso y posterior evaporación, en las actividades biológicas de los seres vivos –“transpiración”-; al conjunto de ambas se le denomina evapotranspiración.

La relación entre precipitación y evaporación (“precipitación efectiva”) se considera como la cantidad de agua que sigue rutas exosomáticas en los ecosistemas (rutas no metabólicas) y se formaliza por abstracción de la infiltración y el almacenamiento superficial, utilizando una función de infiltración. De esta manera, la precipitación efectiva permite inferir la cantidad de escorrentía superficial, o bien, la cantidad de precipitación requerida para producir una determinada cantidad de escorrentía. Los flujos no retenidos que siguen la ruta de la escorrentía superficial tienen un papel esencial en la

redistribución de recursos en el territorio (Wang et al. 2015; Suescún et al. 2005; Scott et al. 2001), lo que, a su vez, condiciona la eficacia en la retención de agua del sistema (Eldridge et al. 2015). Los flujos hídricos configuran así una compleja red de conexiones entre los componentes biofísicos del paisaje.

Bajo esta óptica se estudió la conectividad ecohidrológica de Fuerteventura. Se evaluaron: (1) la capacidad del sistema para retener y aprovechar el agua de las precipitaciones, considerando las interacciones entre humedad del suelo, vegetación y atmósfera (“conectividad cíclica”) y (2) el potencial de redistribución de agua, nutrientes y materia orgánica a diferentes puntos del territorio (“conectividad unidireccional”; Miller et al. 2012). Desde ambas perspectivas, la conectividad ecohidrológica depende de numerosas y complejas interacciones entre los diferentes elementos biofísicos del paisaje. De igual manera, se consideró la velocidad de los flujos hídricos a lo largo de las laderas, determinante tanto para el potencial de infiltración y retención de las aguas de precipitación como para la redistribución y aprovechamiento de los materiales transportados por la escorrentía superficial y tiene, por tanto, importantes implicaciones en los procesos erosivos (Pineda y Schmitz 2011; Lam 2004).

La conectividad ecohidrológica en Fuerteventura se estimó siguiendo un modelo basado en los métodos utilizados para el modelado “rainfall-runoff” (Wagener et al. 2003; Gautam y Holz 2001, entre otros). El modelo parte de un análisis vectorial del que tiene como resultado un único vector respuesta (“runoff” o conectividad ecohidrológica en este caso).

El vector respuesta se calculó como una función resultante de tres componentes:

- i) Ralentización potencial de flujos; estimada en base a la pendiente del terreno,
- ii) Interacciones cíclicas; estimadas a partir del cálculo integrado de la contribución de variables biofísicas (climáticas, geológicas, geográficas, topográficas, edáficas y biológicas) a la retención hídrica en el sistema,
- iii) Interacciones unidireccionales; estimadas en función de la dirección y distancia recorrida por los flujos hasta su salida al mar.

Cada punto del territorio se caracterizó según los valores de las tres componentes calculadas, siguiendo un procedimiento general basado en la generación de tres mallas cuadrangulares (*Grid systems*), compuestas de nodos, con las mismas dimensiones x e y (coordenadas geográficas) y distintas dimensiones z (cada una de las tres componentes de la conectividad antes mencionadas). El módulo del vector resultante representa la magnitud de la conectividad ecohidrológica en cada punto (nodo) del territorio. Mediante interpolación geoestadística de estos valores se obtuvo una superficie continua de predicción de la conectividad ecohidrológica para toda la isla.

El esquema general del procedimiento desarrollado se recoge en la Figura 6.1. Se indican sus tres etapas principales: i) cálculo de cada una de las componentes consideradas como integrantes de la conectividad ecohidrológica; ii) cálculo de la conectividad ecohidrológica y iii) proyección cartográfica del modelo ecohidrológico.

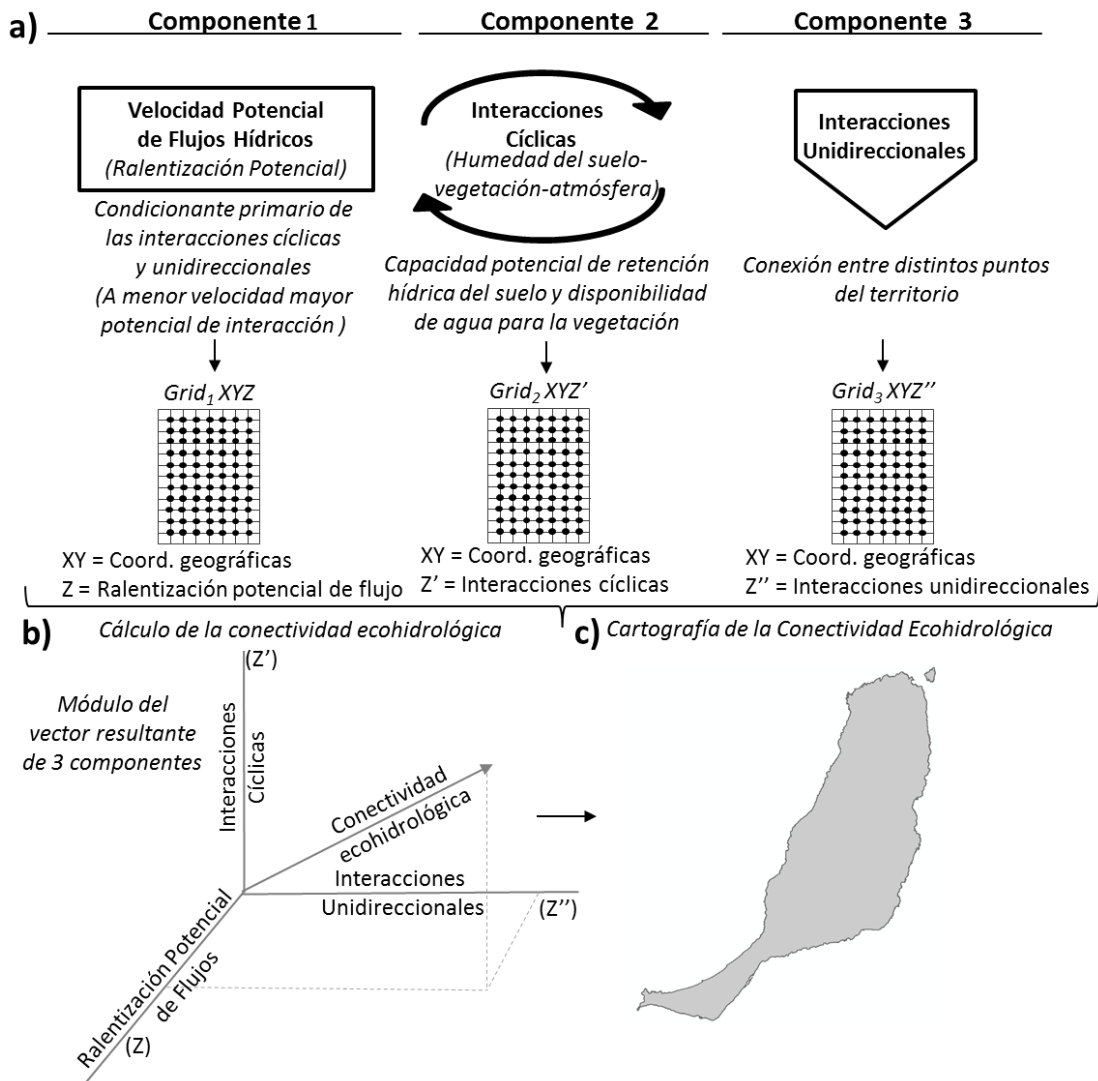


Figura 6.1. Esquema del modelo de conectividad ecohidrológica desarrollado en la isla de Fuerteventura. (a) Cálculo de las tres componentes consideradas como condicionantes de la conectividad ecohidrológica (potencial de ralentización de flujos, potencial de capacidad de retención de agua y potencial de redistribución de agua y materiales por medio de la escorrentía superficial). Los valores de dichas componentes se extrajeron en base a 3 mallas de puntos de idéntica distribución espacial. b) La magnitud de la conectividad ecohidrológica se estimó como el módulo del vector resultante de las tres componentes anteriormente calculadas. c) Expresión espacial de la conectividad ecohidrológica integrada obtenida mediante procedimientos geoestadísticos.

6.2.1. Cálculo de componentes de la conectividad

6.2.1.1. Ralentización potencial de flujos

En cualquier territorio, a determinada escala, las diferentes porciones del espacio presentan algún desnivel topográfico que favorece la circulación del agua por gravedad. Se considera, por ello, que la pendiente del terreno es un indicador de la cantidad de energía potencial gravitatoria disponible, útil para evaluar la dinámica de los flujos hídricos. La pendiente aumenta el coeficiente

de escorrentía, por lo que a mayor pendiente menor volumen de aguas infiltradas. Así, cuando el relieve es abrupto la pendiente aumenta la velocidad de los flujos hídricos que tienden a descender por escorrentía superficial hacia zonas más bajas. En relieves suaves, la escorrentía tiende a disminuir y las aguas de precipitación permanecen más tiempo en contacto con los poros y fisuras de los materiales superficiales, lo que favorece la infiltración y el aprovechamiento del agua por el sistema (Pineda y Schmitz 2011; Lam 2004; Stieglitz et al. 2003). La ralentización potencial de los flujos hídricos se estimó siguiendo los pasos que se describen a continuación:

Cálculo de la cartografía de pendiente

Mediante un Modelo Digital de Elevación (MDE) de 50 m de resolución se calculó el mapa de pendientes de la isla y, a continuación, se consideró el inverso de los valores obtenidos en cada píxel. De esta manera, los valores más altos correspondían a pendiente más suaves y, por tanto, a un mayor potencial de ralentización de flujos.

Cálculo de la malla de ralentización de flujos (Grid1)

Se generó una malla de 162.552 puntos regularmente distribuidos en el territorio a intervalos de 100 m y, mediante herramientas de ArcGIS (ESRI 2012), se extrajeron los valores de píxeles del mapa de pendientes anteriormente calculado. Finalmente se construyó una malla de nudos de dimensiones XYZ, donde XY se correspondían a las coordenadas geográficas y Z al potencial de ralentización de flujos en cada punto considerado en el territorio (*Grid1*).

En la Figura 6.2 se presenta un esquema del procedimiento seguido.

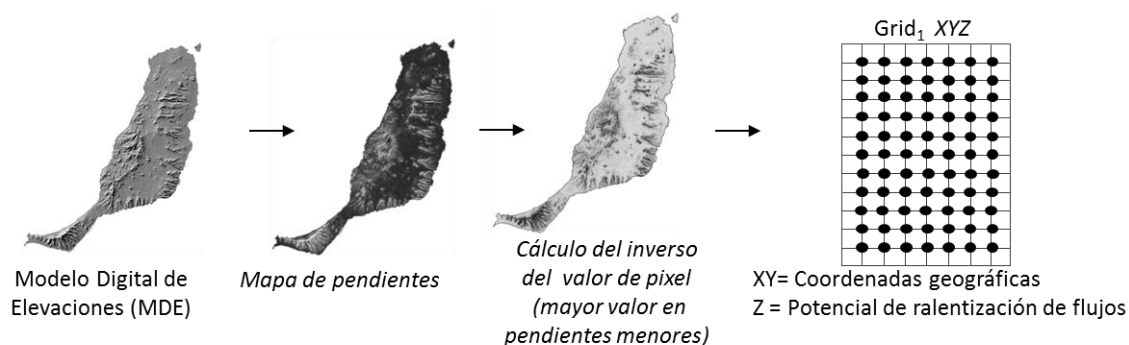


Figura 6.2. Esquema de obtención del *Grid* de ralentización potencial de flujos hídricos. Mediante un MDE de 50 m de resolución espacial se calculó una superficie continua de pendientes y a continuación se ajustó dicha superficie al inverso del valor de cada píxel, de manera que los valores más altos correspondían a pendientes más suaves y a un mayor potencial de ralentización y mantenimiento del agua en el sistema. A este mapa se superpuso una malla de puntos regularmente distribuidos (*Grid*₁) y se extrajo la información sobre ralentización de flujos correspondiente al conjunto de puntos en el territorio.

6.2.1.2. Interacciones cíclicas

La cantidad de agua que puede quedarse retenida en un ecosistema depende de las interacciones entre un conjunto de factores biofísicos (climáticos, topográficos, biológicos, edafológicos, etc.). La estimación de las interacciones cíclicas (mediante las cuales el sistema retiene agua) se realizó a partir del cálculo integrado de diferentes variables biofísicas consideradas desde la perspectiva de su contribución a la retención de los flujos hídricos. El procedimiento se desarrolló en los siguientes pasos:

Obtención y preparación de datos

Se recopilaron datos, información bibliográfica y cartográfica disponible de ocho variables biofísicas: orientación, precipitación media anual, temperatura media anual, evapotranspiración potencial anual, textura y desarrollo edáfico, humedad edáfica, litología y biomasa vegetal. Una vez obtenida la información, se clasificaron y valoraron cualitativamente las variables, de acuerdo con su contribución potencial a la retención de los flujos hídricos (Apéndice 6.1). Para ello, se consideraron los siguientes aspectos:

i) La intensidad de la radiación solar incidente sobre el suelo está condicionada por la topografía. En el hemisferio norte la energía que incide sobre las laderas de las montañas varía entre los extremos representados por

las vertientes orientadas hacia el sur (solana), que reciben mayor cantidad de energía solar, y las orientadas hacia el norte (umbría). Esto tiene implicaciones sobre la temperatura, la humedad edáfica, la evapotranspiración y, por ende, sobre los procesos físico-químicos de formación del suelo (Smith y Smith 2007). Así, para una pendiente dada, las laderas orientadas hacia el sur son más cálidas, con una mayor evapotranspiración, menor humedad edáfica y suelos relativamente menos desarrollados que aquellas orientadas hacia el norte. Esto supone que el agua de la lluvia permanece menos tiempo en contacto con la superficie del suelo. Se consideraron así cinco clases de orientación de laderas según su contribución potencial al mantenimiento de los flujos hídricos en el sistema, siendo la clase más valorada (5) la orientación norte y la menos (1) la sur.

ii) La precipitación es la variable que genera los flujos hídricos en el territorio. Teniendo en cuenta la elevada aridez de la isla y que la disponibilidad de agua es un factor esencial para la productividad primaria y el desarrollo edáfico, se consideró que los valores más altos de precipitación media anual indican la posibilidad de un mayor grado de desarrollo de los suelos y de la vegetación. Se distinguieron, pues, 5 clases de precipitación desde la perspectiva de su contribución a la conectividad ecohidrológica: la más valorada (5) correspondió a volúmenes medios anuales más altos y la menos (1) a menores cantidades de lluvia.

iii) El suelo y las plantas pierden humedad por evapotranspiración tanto más rápido cuanto más elevadas sean las temperaturas (Smith y Smith 2007). Por ello, se consideró que los valores más altos de temperatura media anual favorecen, dentro del contexto ambiental de Fuerteventura, una mayor aridez, de manera que los valores más bajos de esta variable se han considerado asociados a una mayor potencialidad de retención de agua. Se diferenciaron 5 clases. La de menor valor (1) correspondió a temperaturas medias altas y la más valorada (5) a temperaturas medias relativamente inferiores.

iv) Respecto a la evapotranspiración potencial anual, se consideró que sus valores más bajos contribuyen a mantener el agua en el suelo y favorecen la infiltración. Se distinguieron así 5 clases en base a los valores de evapotranspiración potencial registrados en el territorio. La clase más valorada

(5) correspondió a aquellas situaciones con menor volumen de evapotranspiración potencial y, consecuentemente, la menos valorada (1) representa una evapotranspiración elevada.

v) La capacidad de retención de agua de los suelos, tiende a aumentar con la profundidad y el contenido en materia orgánica. Para una pendiente, litología y orientación dadas, un elevado desarrollo edáfico, con materia orgánica abundante y presencia de agregados bien consolidados, mostraría mayor capacidad de infiltración y por consiguiente una mayor capacidad de retención del flujo hídrico que un suelo delgado y poco evolucionado (Pineda y Schmitz 2011). La textura de la capa más superficial del suelo condiciona fuertemente el movimiento del agua en la zona no saturada. Las texturas finas favorecen el almacenamiento de agua y la retienen infiltrada cerca de la superficie, aumentando así su disponibilidad para la vegetación. Texturas más gruesas favorecen la penetración del agua hacia zonas profundas, llegando a alcanzar profundidades por debajo de la zona radicular (Gálvez 2010). En base a estos aspectos, cada punto del territorio se asignó a alguno de los 6 tipos de suelo diferenciados en el área de estudio y clasificados según su potencialidad de retención de agua (Apéndice 6.1). La clase más valorada (6) correspondió a los suelos mejor conservados y de mayor capacidad de retención del flujo hídrico (considerando flujos en laderas de poca pendiente), que en el territorio contemplado están representados por el orden Aridisoles, suborden Argids. El tipo edáfico menos valorado (1) se corresponde con las formaciones sin suelo, constituidas por materiales volcánicos recientes.

vi) La humedad edáfica es muy variable en el tiempo y en el espacio y depende tanto de la profundidad y textura del suelo como del clima (macroescala) y la topografía (meso y microescala) (Gutiérrez 2012; Romano y Palladino 2002; Urban et al. 2000; Neilson 1991; Zaslavsky y Sinai 1981; Helvey et al. 1972). En ambientes áridos las variaciones espaciales del contenido de agua del suelo resultantes de la topografía son todavía más evidentes que en condiciones ambientales que favorecen suelos más húmedos (Famiglietti et al. 1998). Sobre esta base, se consideró la información topográfica como una variable auxiliar para describir correctamente el comportamiento hidráulico del suelo y la variabilidad espacial de esta variable.

Se consideró el Índice Topográfico de Humedad (TWI¹¹), que define la tendencia de una celda de acumular agua (Gruber y Peckham 2009). Se distinguieron 5 clases de humedad edáfica, siendo la más valorada (5) aquella con mayores valores de TWI.

vii) Dependiendo de la naturaleza del sustrato, la mayor capacidad de infiltración facilitaría una más alta posibilidad de percolación y recarga de aguas subterráneas en acuíferos. En ambientes volcánicos la porosidad y permeabilidad varían de forma más o menos significativa en función de la edad del volcanismo, de manera que sectores con mayor antigüedad son menos porosos y permeables que aquellos geológicamente más recientes (Ruiz et al. 2006). Se diferenciaron en el territorio 4 clases litológicas según sus contribuciones a la retención de agua en el sistema. La menos valorada (1) correspondió a materiales del complejo basal y la más valorada (4) a rocas sedimentarias.

viii) La densidad de vegetación, expresada en términos de biomasa o de cobertura, está asociada a una mejor conservación del suelo, tanto por el aumento de la pedogénesis como por la disminución de las pérdidas por erosión (Puigdefábregas 1996). La cubierta vegetal protege el suelo del impacto directo de la lluvia al amortiguar la velocidad con la que caen (intercepción). El efecto de amortiguación de las precipitaciones evita la escorrentía superficial y permite que el agua permanezca más tiempo en la superficie del suelo, aumentando la probabilidad de que se infiltre. Además, el desarrollo del sistema radicular de las plantas abre nuevos conductos entre los poros y los agregados edáficos, disminuyendo la compactación del suelo y facilitando el proceso de infiltración. La materia orgánica aportada al suelo por la cubierta vegetal mejora asimismo, la estructura de éste, favoreciendo un mayor tamaño de los poros y aumentando su permeabilidad (Geissert et al. 2012). La valoración de la vegetación según su capacidad de retención de los flujos hídricos se basó en la cantidad de biomasa, estimada mediante el Índice de Vegetación Ajustado al Suelo (SAVI¹²) (Huete 1988). Los valores de SAVI se han considerado relacionados positivamente con el potencial de la

¹¹ Por sigla en inglés: Topographic Wetness Index (TWI)

¹² Por sigla en inglés: Soil-adjusted vegetation index (SAVI)

vegetación para retener los flujos de agua en las laderas y facilitar la infiltración. Se han distinguido 5 clases de mayor (5) y menor (1) potencial de retención.

La proyección cartográfica de la clasificación de las variables biofísicas proporcionó ocho mapas con sectores espaciales valorados según sus respectivas contribuciones potenciales a la retención de flujos a lo largo de laderas (VR) (Fig. 6.3).

El Apéndice 6.1 recoge la lista de variables clasificadas según los aspectos considerados.

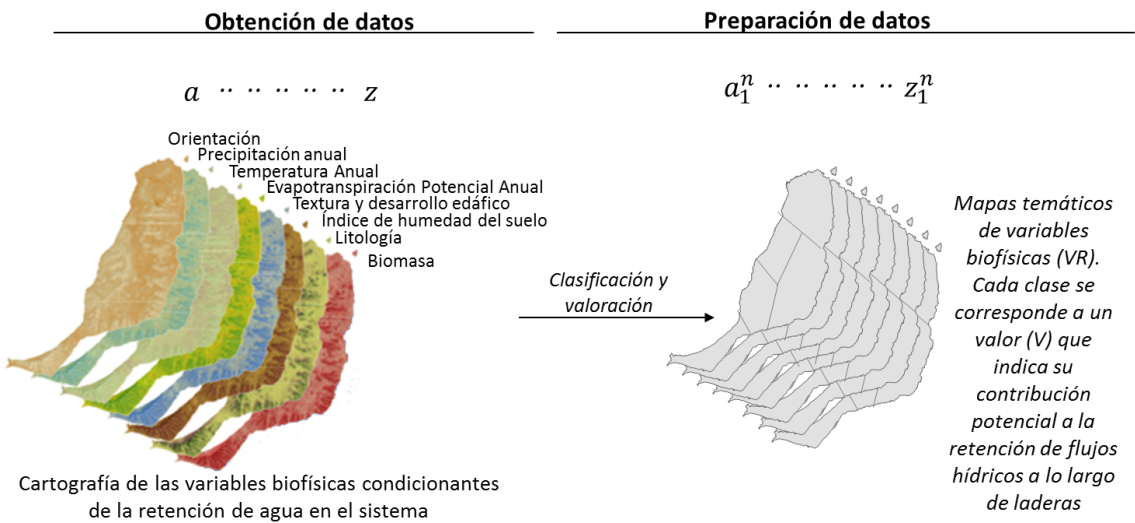


Figura 6.3. Esquema de valoración de variables biofísicas según su contribución potencial a la retención de agua. Se partió de los mapas de ocho variables biofísicas. Se clasificaron y valoraron cualitativamente las clases identificadas, utilizando una escala ordinal de referencia y finalmente se obtuvieron ocho mapas temáticos con sectores valorados según sus respectivos potenciales de contribución a la retención de los flujos hídricos en el sistema.

Cuantificación de variables vinculadas a la retención de los flujos hídricos y obtención de coeficientes de ponderación

Se registraron individualmente las variables anteriormente clasificadas (VR) en 160.769 unidades espaciales (cuadrículas) de 100 x 100 m, distribuidas regularmente en el territorio y se calculó el porcentaje de cobertura de cada clase de variable en cada cuadrícula.

En base a la información obtenida, se diseñó una matriz de datos cuantitativos (M) cuyas filas eran las cuadrículas consideradas y las columnas las clases de variables descriptoras de la retención de los flujos hídricos. Los

datos recogidos en la matriz representaban el porcentaje de cobertura de las variables en cada cuadrícula. Un Análisis de Componentes Principales – ACP de la matriz M , permitió conocer la importancia (*factor loadings*) de dichas variables en el universo considerado. En análisis posteriores, se utilizaron estos valores como factores de ponderación para cuantificar el potencial global de retención de los flujos hídricos en cada unidad de análisis espacial (basado en un cómputo integrado del potencial de retención de todas las variables) (Fig. 6.4).

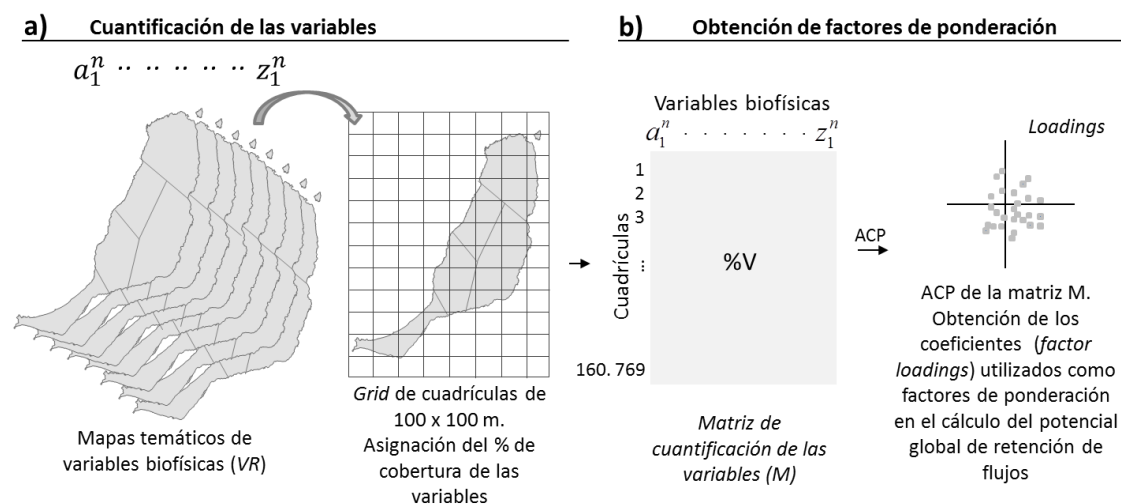


Figura 6.4. Esquema de cuantificación de variables vinculadas a la retención de flujos hídricos y obtención de coeficientes de ponderación. a) Superposición de un *grid* regular de cuadrículas de 100 x 100 m a los ocho mapas de variables representativas de la capacidad de retención de los flujos hídricos (VR) y cálculo del porcentaje de cobertura de las clases de variables en las unidades de análisis espacial. b) Matriz de cuantificación de las clases de variables (M), cuyo Análisis de Componentes Principales proporcionó los coeficientes de ponderación (*factor loadings*) utilizados posteriormente para el cálculo del potencial global del sistema para retener el agua.

Interacciones cíclicas. Cálculo y cartografía del potencial global de retención de flujos hídricos

Los mapas de variables clasificadas según su capacidad de retención de agua (VR) se convirtieron a ficheros ráster de 100 x 100 m de resolución espacial y a continuación, mediante procedimientos de álgebra de mapas, se ponderó el valor de cada pixel en función del *factor loading* obtenido en el ACP por las diferentes clases de variables. Se obtuvieron así 8 ficheros ráster de variables biofísicas con datos continuos (RP). La combinación algebraica de dichos ficheros proporcionó un mapa cuyos píxeles informan sobre el potencial

global del conjunto de variables analizadas para retener flujos hídricos en el sistema (*PGR*).

Cálculo de la malla de retención global de flujos (Grid₂)

Mediante una malla de puntos distribuidos regularmente en el territorio en intervalos de 100 m (con las mismas coordenadas geográficas que las del *Grid₁* de ralentización de flujos), se extrajeron de los píxeles del mapa anteriormente calculado, los valores del potencial global de retención hídrica (*PGR*). Se obtuvo así el *Grid₂*, con dimensiones *XYZ'*, dónde *XY* son las coordenadas geográficas y *Z'* el *PGR* del territorio.

El procedimiento seguido y la proyección cartográfica de la información generada se realizó mediante herramientas de ArcGIS (ESRI 2012).

En la Figura 6.5 se presenta un esquema del procedimiento.

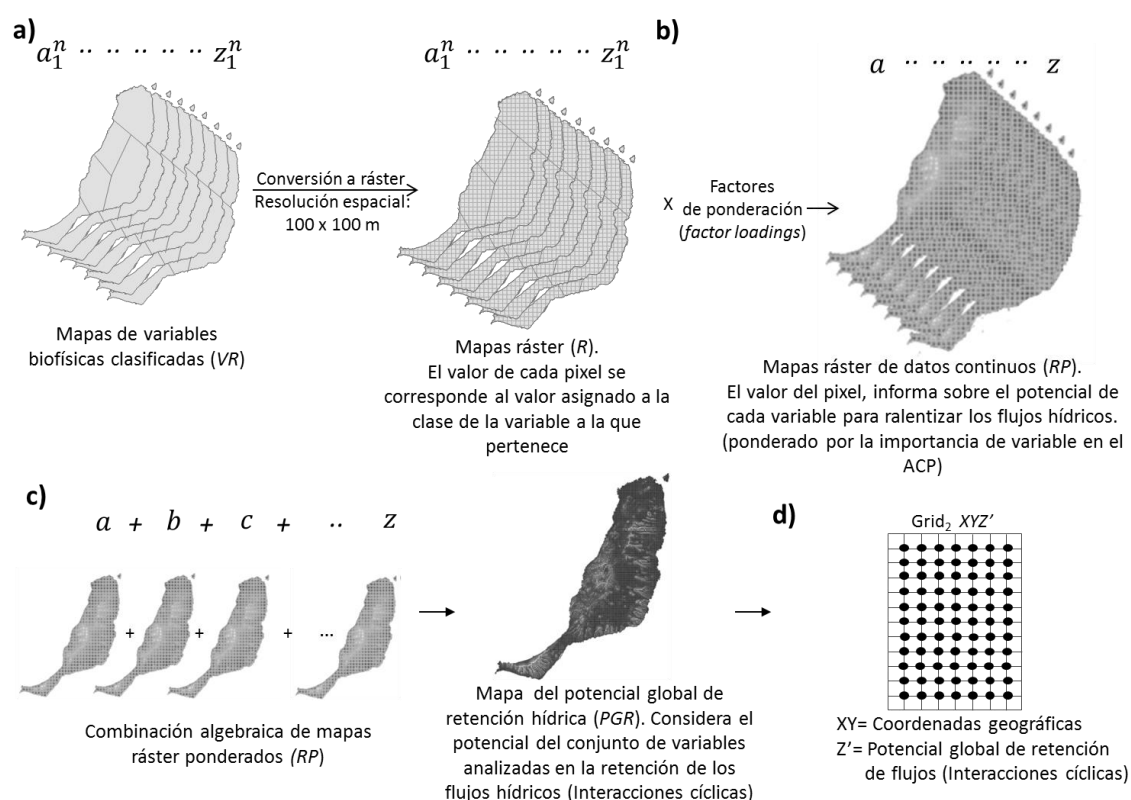


Figura 6.5. Esquema de obtención de la cartografía y del *grid* de potencial global de retención hídrica (*PGR*) a) Conversión de ficheros *VR* (shapefiles) a formato ráster de 100 x 100 m de resolución (*R*). b) La ponderación del valor de los píxeles de los ficheros *R* en función de los *factor loadings* del ACP de las clases de variables correspondientes, proporcionaron ocho ficheros ráster (*RP*) con valores de potencial de ralentización de los flujos hídricos de cada variable en cada punto del territorio. c) La cartografía del potencial de retención hídrica del conjunto de variables consideradas (*PGR*) se obtuvo por medio de la combinación algebraica de los ocho *RP*. d) Mediante el desarrollo de una malla de puntos con idéntica distribución espacial a la del *Grid₁* (de ralentización potencial de flujos) se extrajeron los valores de *PGR* para el conjunto del territorio (*Grid₂*).

6.2.1.3. Interacciones unidireccionales

Los flujos hídricos no retenidos por el sistema fluyen por la superficie del suelo en forma de escorrentía superficial desde las zonas altas hacia las posiciones más bajas del territorio, conectando localidades distintas y en ocasiones, muy distantes entre sí. Conocer la dirección específica de la conectividad proporciona una valiosa información sobre los procesos de aporte de agua y transporte de nutrientes y sedimentos, que incrementan la productividad, y sobre como la organización del paisaje responde a la redistribución de estos materiales (Villagra et al. 2013; Larsen et al. 2012; Wang et al. 2012b; Belnap et al. 2005).

Para considerar la perspectiva unidireccional en el cálculo de la conectividad ecohidrológica de Fuerteventura se partió de la hipótesis de que la escorrentía superficial producida en una zona alta de ladera puede ser retenida a lo largo de la trayectoria del recorrido del agua, de forma que a mayor distancia recorrida, mayor será el tiempo de permanencia de los recursos transportados y redistribuidos en el territorio y, por tanto, mayor será la probabilidad de su disponibilidad y aprovechamiento.

Mediante el modelado hidrológico de la isla se caracterizó la escorrentía y se calculó, para cada punto del territorio, la longitud de los flujos hídricos superficiales hasta su salida hacia el mar. El procedimiento consta de los siguientes pasos:

Modelado hidrológico y cálculo de la longitud de flujos

El modelado hidrológico se realizó mediante la extensión “Hydrology” de ArcGIS (ESRI 2012), en base a un MDE de 50 m de resolución espacial, previamente analizado y con ausencia de sumideros¹³.

El método seguido se basó en el enfoque denominado “modelo de flujos de ocho direcciones” (Jenson y Domingue 1988), en el que, dada una celda en el territorio, cuando el agua se mueve gravitacionalmente siguiendo la

¹³ Un sumidero es una celda o un conjunto de celdas conectadas espacialmente a cuya dirección de flujo no se le puede asignar uno de los ocho valores válidos en un ráster de dirección de flujo. Esto puede ocurrir cuando todas las celdas vecinas son mayores que la celda de procesamiento o cuando dos celdas fluyen entre sí, creando un bucle entre dichas celdas (ESRI 2012)

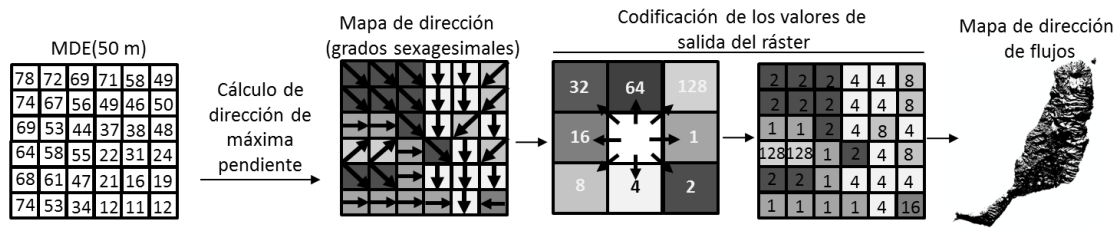
dirección de la máxima pendiente y, considerando una ventana de análisis de 3 x 3 celdas, únicamente puede fluir fuera de cada celda en ocho direcciones posibles. El ángulo de desplazamiento del flujo queda así “discretizado” en intervalos de 45° ($360^{\circ}/8$) (Olaya 2009). La asignación de la dirección se realiza mediante el cálculo de derivadas parciales de los valores de elevación con respecto a las direcciones X (este/oeste) e Y (norte/sur). El resultado se expresa en grados sexagesimales. Por convención, se considera que el Norte marca la orientación cero, aumentando los valores en sentido horario (Olaya 2009). Una vez determinada la dirección del descenso más acusado, la celda de salida se codifica con el valor que representa esa dirección (Figura 6.6a).

Una vez obtenido el ráster de dirección preferente de flujos se calculó en base al número y tamaño de las celdas hidrológicamente conectadas, la distancia potencial que recorrería el agua desde cada punto del territorio hasta la salida del área de estudio (Fig. 6.6b).

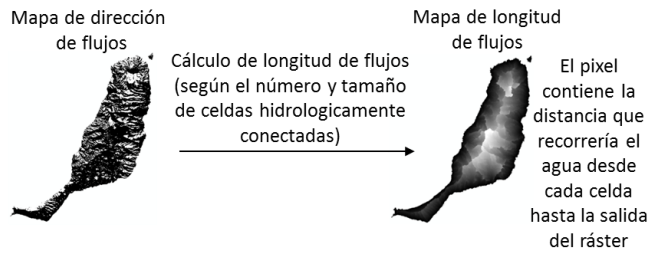
Cálculo de la malla de longitud de flujos (Grid₃)

Mediante la generación de una malla de puntos con distribución espacial idéntica a la de las utilizadas para el cálculo de los *Grids* 1 y 2, se extrajeron los valores de los píxeles del mapa recién calculado, obteniéndose así, una malla de puntos (*Grid₃*) con dimensiones XYZ”, donde XY son las coordenadas geográficas y Z” la distancia recorrida por los flujos desde cada punto hasta la salida del ráster (Fig. 6.6c).

a) Cálculo del mapa de dirección de flujos



b) Cálculo del mapa de longitud de flujos



c) Cálculo de malla de puntos de interacciones unidireccionales

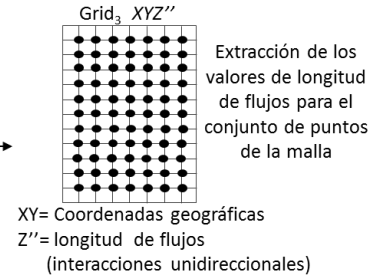


Figura 6.6. Modelado hidrológico para la estimación de las interacciones unidireccionales. a) Determinación de la dirección de avance de los flujos mediante el cálculo de derivadas parciales de los valores de elevación con respecto a las direcciones X (este/oeste) e Y (norte/sur) y codificación del ráster de salida. Adaptado de (ESRI 2012). b) Cálculo de la longitud recogida por el agua desde cada celda hasta la salida del ráster c) Extracción de los valores de las distancias recorridas por los flujos en base a una malla de puntos (*Grid₃*) con las mismas referencias geográficas de los *Grids* 1 y 2.

6.2.2. Cálculo de la conectividad ecohidrológica

Se calculó como el vector resultante de la dinámica entre las componentes que sintetizan las interacciones cíclicas, unidireccionales y el potencial de ralentización de flujos a lo largo de laderas. Para ello, se reunió la información de los tres *Grids* calculados y se diseñó una matriz con información georreferenciada sobre las componentes Z, Z' y Z''. Tras la estandarización de los datos se calculó para cada punto, el módulo del vector resultante de las tres componentes, de acuerdo con la expresión:

$$|C| = \sqrt{Z^2 + Z'^2 + Z''^2}$$

Dónde C es el módulo del vector resultante y Z, Z' y Z'' representan, respectivamente, los procesos de ralentización potencial de flujos hídricos, interacciones cíclicas (potencial global de retención hídrica) e interacciones

unidireccionales (potencial de redistribución de agua, nutrientes, materia orgánica y materiales). En la Figura 6.7 se presenta un esquema del procedimiento seguido.

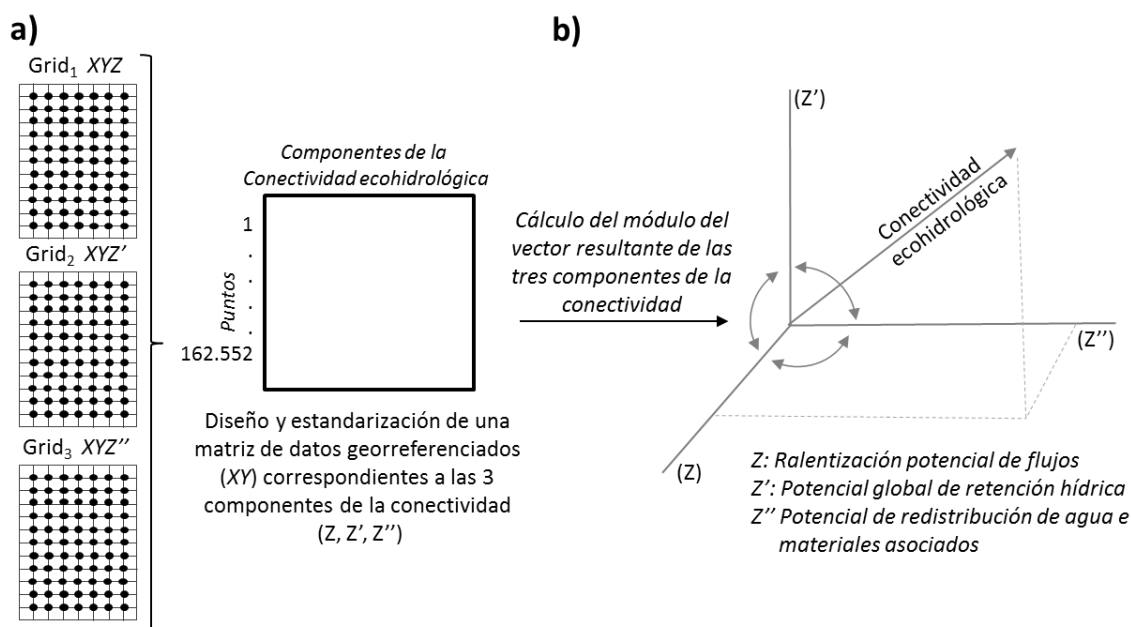


Figura 6.7. Cálculo de la conectividad ecohidrológica. a) Diseño y estandarización de una matriz de datos georreferenciados correspondientes a los valores de las tres componentes calculadas: retardación potencial de flujos (Z), potencial global de retención de flujos (Z') y potencial de redistribución de flujos y materiales asociados (Z''). b) Estimación de la magnitud de la conectividad ecohidrológica mediante el cálculo del módulo del vector resultante de las componentes Z, Z' y Z''.

6.2.3. Cartografía temática

El resultado obtenido de la integración de las componentes Z, Z' y Z'' se incorporó a un sistema de información geográfica y se dispuso así, de una nueva malla de puntos (Grid₄). En base al Grid₄ y mediante procedimientos geoestadísticos (Krigging; Oliver 1990), se interpolaron los valores de los puntos y se generó una superficie continua con resolución espacial de 50 m que informa sobre la magnitud de la conectividad ecohidrológica en el área de estudio (Fig. 6.8).

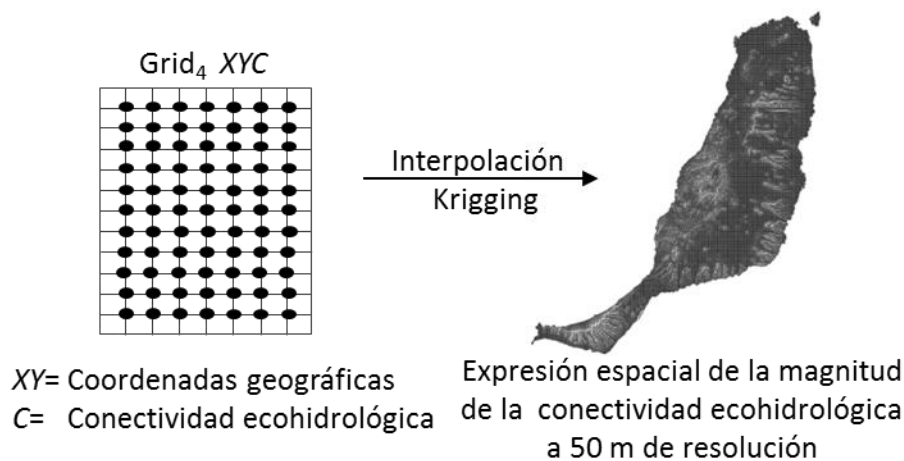


Figura 6.8. Obtención del *grid* y cartografía de la conectividad ecohidrológica. Incorporación de los valores de conectividad ecohidrológica a un *grid* de puntos georreferenciados y cálculo del mapa de superficie continua mediante interpolación geoestadística (*Kriging*).

6.3. Resultados

La Figura 6.9 sintetiza la conectividad ecohidrológica de Fuerteventura. El modelo de superficie de 50 m de resolución espacial, se obtuvo a partir de una malla de puntos regularmente distribuidos a lo largo del área de estudio y cuyos valores son el módulo del vector resultante de las tres componentes consideradas en el cálculo de la conectividad: ralentización potencial de flujos (estimada en base a la suavidad de la pendiente), potencial global de retención de flujos (estimado en función de las interacciones entre 40 clases de variables biofísicas valoradas en función de sus contribuciones a la retención hídrica en el sistema) y el potencial de redistribución de flujos y materiales asociados (considerando la dirección y longitud de los flujos superficiales).

Según este cálculo vectorial, la isla se puede sectorizar en zonas de: i) Conectividad alta (ZAC), donde el vector resultante alcanza valores relativos altos o muy altos. ii) Conectividad media (ZMC), en las que el módulo del vector resultante tiene valores medios y iii) Conectividad baja (ZBC), con valores relativos del vector resultante bajos o muy bajos.

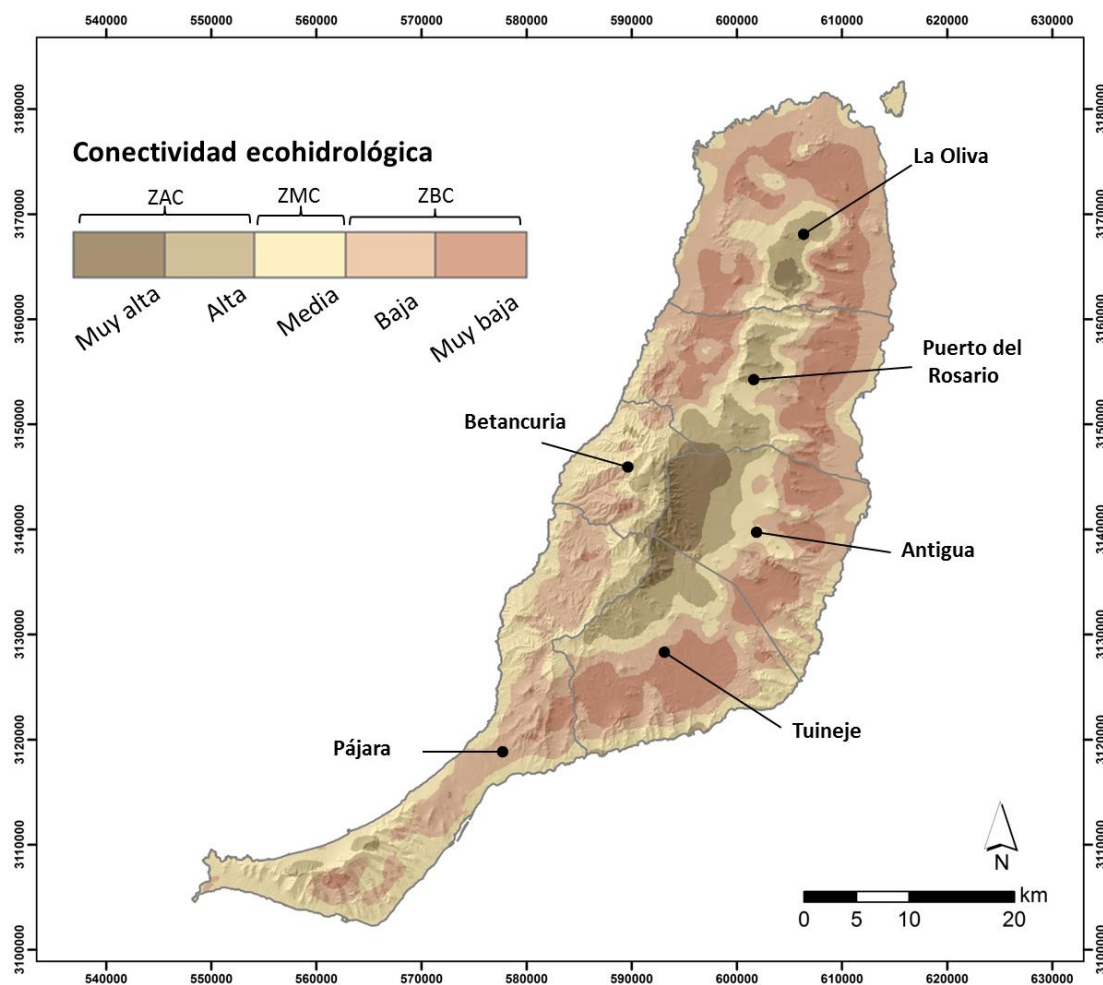


Figura 6.9. Cartografía de la conectividad ecohidrológica en Fuerteventura. Modelo de superficie continua de 50 m de resolución espacial, interpolada a partir de un *grid* de puntos distribuidos en el territorio cuyos valores representan el módulo del vector resultante de las tres componentes consideradas en el cálculo de la conectividad (potencial de ralentización de flujos, potencial global de retención hídrica y potencial de redistribución de flujos hídricos, nutrientes y materiales).

La mayor parte de la isla (56,28%) tiene baja o muy baja conectividad ecohidrológica. Un 29,40% de su superficie presenta un potencial de conectividad intermedio y apenas una pequeña proporción del territorio (14,32%) tiene alta o muy alta conectividad (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Sectorización de Fuerteventura en función de su conectividad ecohidrológica

Zonas de conectividad ecohidrológica	Superficie (ha)	Representación territorial (%)
Alta (ZAC)		
Muy alta	6.452,02	3,89
Alta	17.275,39	10,43
Total	23.727,41	14,32%
Media (ZMC)	48.706,77	29,40
Baja (ZBC)		
Baja	59.679,20	36,03
Muy baja	33.551,83	20,25
Total	90.231,03	56,28

6.3.1. Descripción de las zonas de conectividad ecohidrológica

Las tres zonas identificadas se expresan espacialmente en las siguientes configuraciones:

- Zonas de conectividad alta, ZAC: a) una superficie alargada en el eje central de la isla (entre los municipios de Puerto del Rosario, Betancuria, Antigua y Tuineje), dónde se concentra prácticamente, la totalidad de las superficies con alta o muy alta conectividad, b) una pequeña extensión en el sector centro-sur de La Oliva y c) dos áreas relativamente reducidas en la cara norte de la península de Jandía (Pájara).
- Zonas de conectividad baja, ZBC: a) una franja más o menos continua que bordea, sin llegar a la costa, los municipios de La Oliva, Puerto del Rosario, Antigua y Tuineje, b) un tramo que se extiende desde el sur de Betancuria por el sector central de Pájara hasta el istmo de La Pared y c) tres pequeños sectores discontinuos en el extremo sur de la isla.
- Zonas de conectividad media, ZMC: a) en el eje central de Fuerteventura, se presentan como zonas de transición entre áreas de alta y baja conectividad, b) en el extremo norte (La Oliva), comprende la totalidad de la isla de Lobos y se encuentran pequeñas áreas, principalmente en la línea de costa y c) desde el noreste de La Antigua, pasando por Pájara y Betancuria, hasta el

centro-oeste de Puerto del Rosario, se observa una franja relativamente continua que alcanza la costa.

Las ZAC presentan un microclima ligeramente más suave que las demás zonas, con temperaturas medias anuales algo más bajas, menor evapotranspiración y volúmenes anuales medios de precipitación sensiblemente superiores (Tabla 6.2).

Tabla 6.2. Características climáticas de las zonas de conectividad ecohidrológica identificadas.

	Temperatura media anual (C°)	Precipitación media anual (mm)	Evapotranspiración Potencial anual (mm)
ZAC	19,66	159,49	898,53
ZMC	20,05	122,84	925,76
ZBC	20,11	114,18	930,39

Las ZAC recubren un amplio gradiente altitudinal, aunque su altitud media es superior a la de las ZMC y ZBC. Las tres zonas presentan gran variabilidad de relieve con pendientes que varían entre suaves y escarpadas, aunque en general, las ZBC presentan una superficie algo más allanada que las demás. La orientación de laderas es predominantemente sureste en las ZBC y sur en las ZMC, mientras que en las ZAC se orientan principalmente hacia el noroeste y el este. En estas últimas la longitud de los flujos, es superior a la de las demás zonas (Tabla 6.3).

Tabla 6.3. Características biofísicas de las zonas de conectividad ecohidrológica identificadas

	Altitud media (m s.n.m.)	Orientación predominante	Longitud media de flujos (m)	Pendiente (grados)	WTI (Medio)	SAVI (Medio)
ZAC	311,99	Noroeste/este	17.116,28	7,98	7,10	-0,59
ZMC	172,68	Sur	5.511,82	9,07	6,87	-0,63
ZBC	135,54	Sureste	5.652,09	5,92	7,50	-0,65

Desde el punto de vista edáfico, los suelos más extendidos en la isla son los Calcids, que predominan en las tres zonas identificadas, aunque en las ZAC se encuentra una elevada proporción de suelos tipo Argids (los mejor

conservados en el contexto del territorio estudiado y de mayor capacidad de retención de los flujos hídricos; ver apartado 6.2.1.2) (Fig. 6.10). En cuanto al índice topográfico de humedad del suelo, sus valores medios más altos se encuentran en las ZBC, ZAC y ZMC, respectivamente (Tabla 6.3).

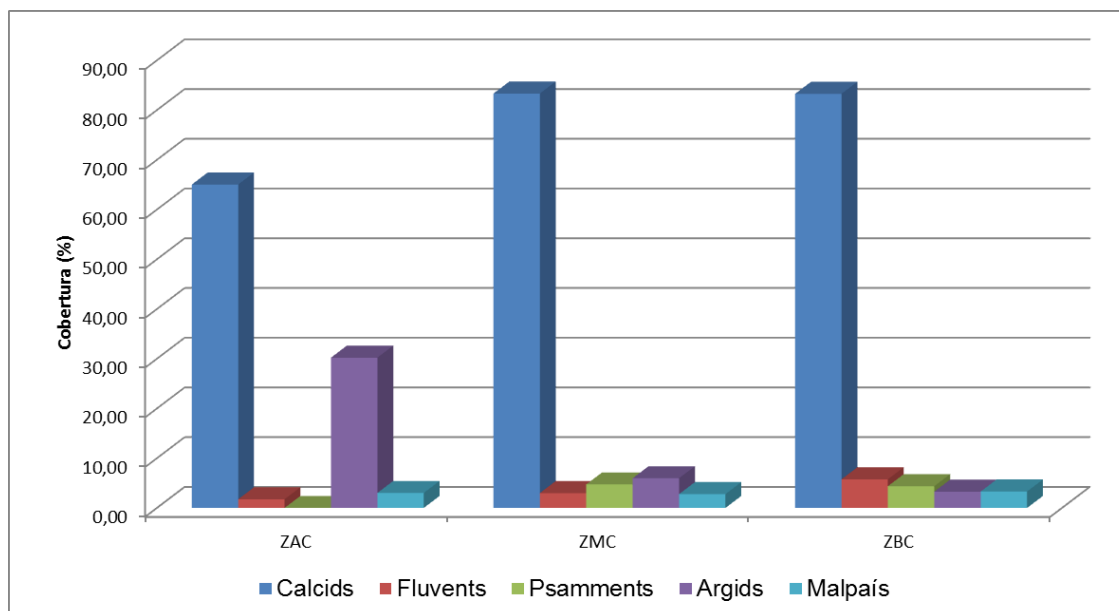


Figura 6.10. Cobertura (%) de los subórdenes de suelos identificados en las zonas de conectividad ecohidrológica.

Respecto a las características litológicas, se observó que en las ZBC predominan materiales del ciclo volcánico de series recientes y antiguas y, en menores proporciones, rocas del complejo basal y rocas sedimentarias. En las ZAC las rocas sedimentarias apenas están representadas. Predominan materiales del complejo basal y de series recientes y antiguas del ciclo volcánico. En las ZMC prevalecen materiales del ciclo volcánico de series antiguas y una distribución relativamente similar a las demás tipologías litológicas (Fig. 6.11).

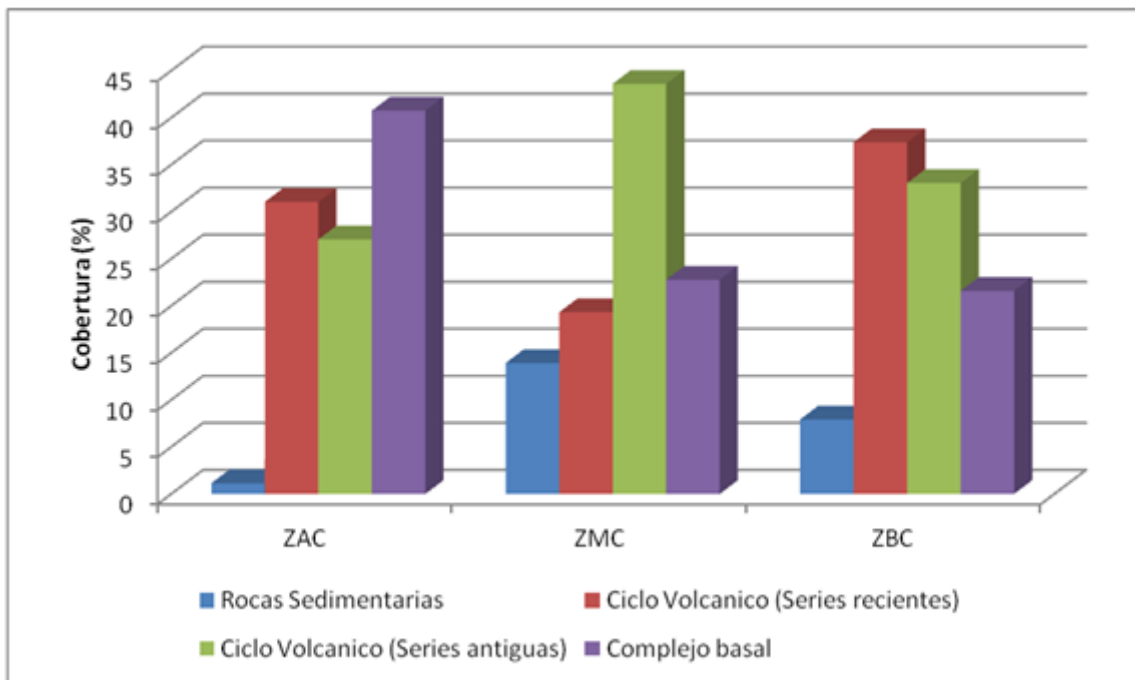


Figura 6.11. Tipos litológicos predominantes en las zonas de conectividad ecohidrológica identificadas

La escasez de vegetación característica de la isla proporciona valores muy bajos del índice de vegetación (SAVI), aunque los valores relativamente más elevados se observaron en las ZAC. Las ZMC y ZBC presentaron valores más bajos y muy similares. Para complementar la información aportada por el SAVI, se analizaron los usos del suelo (Del Arco et al. 2003) predominantes en las tres zonas. Se observó una distribución amplia de los matorrales en estado de degradación por todo el territorio, aunque en las ZBC pierden algo de protagonismo en favor de las superficies con vegetación escasa (con <10% de cobertura). Este patrón se repite, en menor proporción, en las ZMC. Las ZAC, por el contrario, se caracterizan por la importancia de las tierras agrícolas y las gavias, aunque sometidas a un intenso proceso de abandono rural (Figura 6.12).

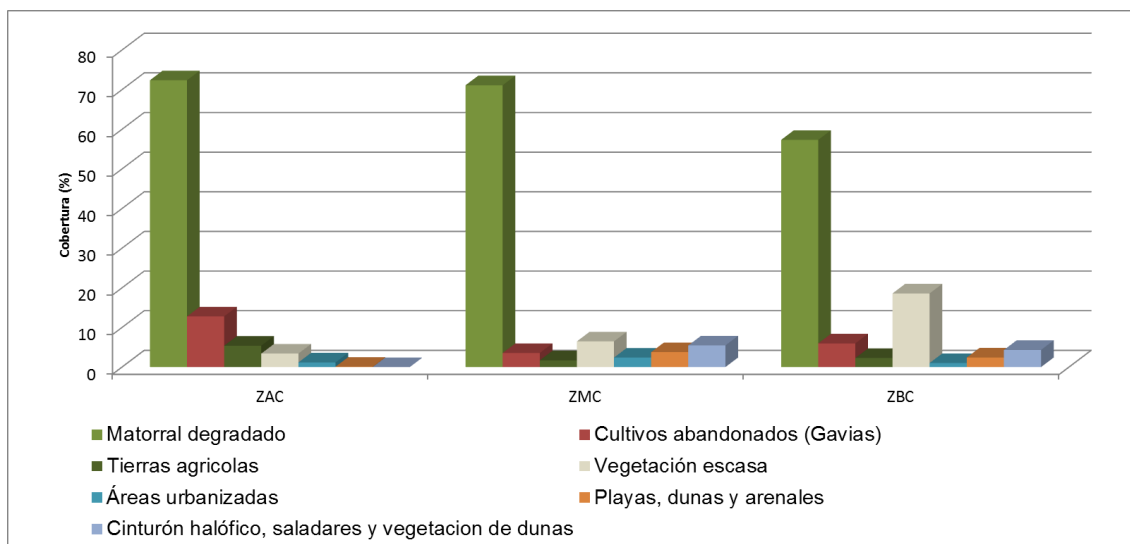


Figura 6.12. Principales coberturas y usos del suelo en las zonas de conectividad ecohidrológica identificadas.

6.3.2. Conectividad ecohidrológica y la red de Espacios Naturales Protegidos

No se observó una correspondencia clara entre la conectividad ecohidrológica y la Red de Espacios Naturales Protegidos de Fuerteventura. En la actualidad solamente un 17,71% de la superficie de las ZAC se encuentra dentro de los límites de por lo menos un ENP ya establecido en la isla. Las ZBC y las ZMC tienen, respectivamente, un 23,93% y un 43,25% de sus superficies protegidas (Fig. 6.13).

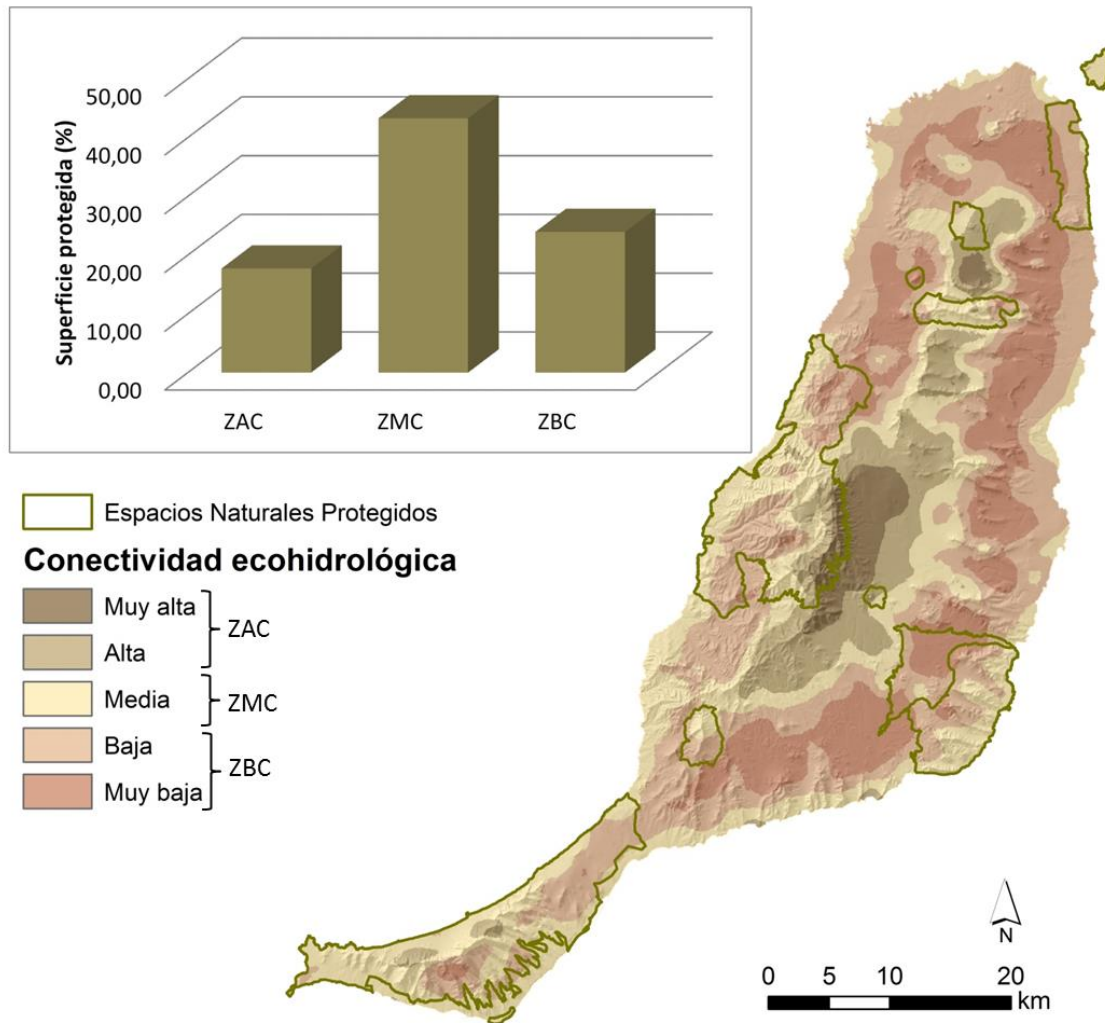


Figura 6.13. Superficie de las zonas de conectividad ecohidrológica comprendida en la red de Espacios Naturales Protegidos de Fuerteventura.

6.4. Discusión

Los procesos hidrológicos permiten la conexión entre distintos componentes biofísicos del territorio y son esenciales para la vida en el planeta. Condicionan la dinámica de los ecosistemas terrestres (Kleijn et al. 2014; D'Odorico et al. 2013; Davies et al. 2012; Villagra et al. 2013; Ward 2009; Noy-Meir 1973), influyendo en las propiedades de los suelos (Lauenroth et al. 2014; Rodríguez-Iturbe y Porporato 2005), en la geomorfología (Band et al. 2012), en la fisiología de las plantas (Lombardini 2006; Pataki et al. 2005), en el ciclo de nutrientes (Manzoni et al. 2006; Read y Lawrence 2006; Burt y Pinay 2005; Stieglitz et al. 2003), en el régimen de incendios (Hély y Alleaume 2006) y en el patrón espacial de la vegetación (Camporeale et al. 2006), entre otros procesos

biofísicos. En ambientes áridos los flujos hídricos, por su escasez, cobran especial importancia en el control que ejercen sobre estos procesos y sobre el mantenimiento de las interacciones entre los componentes del paisaje, a diferentes escalas (Wang et al. 2015; Miller et al. 2012; D'Odorico et al. 2010; Safriel 2009; Wang et al. 2009; Miller 2005; Austin et al. 2004; Whitford y Wade 2002; Ludwig y Tongway 2000; Ehleringer et al. 1999; Noy-Meir 1973). La planificación y gestión del territorio y las diferentes formas de uso y aprovechamiento de los recursos naturales son determinantes del mantenimiento de estas interacciones y de los bienes y servicios que proporcionan (Forum 2016; Gardner et al. 2015; Villagra et al. 2013; Vorosmarty et al. 2005).

La conservación de la conectividad ecohidrológica requiere su identificación y cuantificación mediante procedimientos objetivos que permitan el desarrollo de estrategias y herramientas de gestión que contribuyan a reducir la probabilidad de degradación de los sistemas naturales y a su restauración (Wang et al. 2015; Kaiser et al. 2013; Villagra et al. 2013; Turnbull et al. 2012; Turnbull et al. 2008; D'Odorico y Porporato 2006; Newman et al. 2006). Bajo estos supuestos se realizó este estudio.

El método desarrollado parte de las premisas de los modelos “rainfall-runoff”, implementando procedimientos que consideran e integran la perspectiva cíclica y direccional de la conectividad ecohidrológica. El procedimiento permite estimar las interacciones entre procesos hidrológicos y biogeoquímicos y calcular la magnitud de la conectividad ecohidrológica como el resultado de la interacción dinámica entre tres componentes que detectan y sintetizan conexiones funcionales entre los flujos hídricos y elementos bióticos y abióticos del paisaje. Dichas componentes informan de la eficiencia del sistema para retener y utilizar las aguas de precipitación y de los vínculos entre porciones del territorio a través de la redistribución de agua, nutrientes y materiales. Todo ello condicionado por la velocidad y permanencia de los flujos hídricos. El procedimiento cartográfico aporta flexibilidad a la resolución espacial del mapa de conectividad ecohidrológica calculado, de modo que la expresión espacial de este proceso se puede ajustar a las exigencias del detalle de la investigación o del estudio técnico a realizar, sin una excesiva

inversión de tiempo y esfuerzo. Además, permite cuantificar la incertidumbre asociada a la interpolación de los valores de conectividad y proporciona una superficie continua que se puede utilizar para conocer la bondad de la predicción en un contexto geográfico (Olaya 2009; Reuter et al. 2009). Asimismo el enfoque utilizado proporciona un mapa temático en un formato usual que puede ser utilizado con diferentes sistemas de información geográfica y facilita la integración de la dimensión ecohidrológica a la planificación ambiental del territorio.

Los resultados obtenidos refuerzan la idea de la importancia de los usos sensatos del suelo para el mantenimiento de la conectividad ecohidrológica y la estabilidad del sistema. Las superficies con mayor escasez de vegetación están claramente asociadas a las zonas de baja o muy baja conectividad (ZBC), mientras que las áreas con suelos más protegidos, ya sea por la vegetación natural (matorrales de sustitución) o por cultivos, se encuentran asociadas de forma más patente a porciones territoriales con una mayor conexión ecohidrológica. La reducción de la cobertura del suelo favorece la aceleración de los flujos hídricos y potencia los procesos de erosión, lo que puede conducir a una disminución persistente de la eficiencia del sistema para retener el agua y los recursos del suelo, reduciendo la capacidad potencial de producción primaria (Ludwig y Tongway 2000; Reid et al. 1999; Davenport et al. 1998).

Pese a la extremada aridez propia de Fuerteventura, no se ha observado una relación clara entre las zonas de alta conectividad ecohidrológica y la red de Espacios Naturales Protegidos de la isla. Apenas una pequeña proporción de estas zonas se encuentra protegida por los ENPs ya establecidos, lo que corrobora la idea de que las políticas de protección y planificación ambiental, en general, tienden a ignorar los aspectos relacionados con la conectividad ecológica y a considerar otros valores de referencia (Pringle 2006, 2001a). El mantenimiento de la conectividad ecohidrológica es esencial para la integridad y la funcionalidad del territorio, por lo que la adecuada gestión de este proceso debería observarse tanto dentro como fuera de los límites de los ENPs (Pineda y Schmitz 2011; Pringle 2006; Macpherson et al. 2001; Pringle 2001a; Pringle 2001b).

6.5. Conclusiones

Se ha desarrollado un método novedoso que formaliza las interacciones entre procesos hidrológicos y biofísicos y permite cuantificar y cartografiar la conectividad ecohidrológica mediante procedimientos integrados sencillos y aplicables a diferentes escalas. El procedimiento constituye un instrumento de apoyo y optimización de la planificación ambiental, que facilita el diseño de estrategias para mantener la conectividad territorial, prevenir la desertificación, restaurar ecosistemas y diseñar y gestionar Espacios Naturales Protegidos que contribuyan al mantenimiento de la funcionalidad ecológica de la isla.

7. PROPUESTA DE UN PARQUE NACIONAL. EVALUACIÓN Y TOMA DE DECISIONES DE EXPERTOS Y ACTORES SOCIALES

7.1. Introducción

Desde de la creación de los primeros Espacios Naturales Protegidos (ENPs), la conceptualización y el enfoque global de su establecimiento y gestión han experimentado un marcado cambio (Du et al. 2015; Palomo et al. 2014; Becerra y Bravo 2008; Naughton 2007; Lane 2001). La ideología inicialmente dominante, inspirada en la óptica convencional y excluyente aplicada en Yellowstone en 1872, se centraba en la conservación de áreas de excepcional belleza natural o en especies singulares, desvinculaba a la sociedad de las políticas y prácticas de conservación, ignorando el conocimiento tradicional de las poblaciones locales y su valoración de los recursos naturales, descartando cualquier forma de participación local (Du et al. 2015; Pimbert y Pretty 1995). Como consecuencia, los conflictos sociales crecieron dentro y en el entorno de ENPs (CI 2010; West et al. 2006; Koch 1994; Roy y Jackson 1993; Gadgil y Guha 1992), causando graves perjuicios para los esfuerzos de conservación.

En la actualidad, las estrategias de aislamiento de los ENPs de su entorno se reconocen como inapropiadas y se considera que la gestión eficaz a largo plazo de estas áreas depende de la cooperación y el apoyo de la población local (Ciocănea et al. 2016; Darias et al. 2016; Marvier 2014; Palomo et al. 2014; Ban et al. 2013; Heck et al. 2012; Alcorn 2010; Beaumont 1997; Alcorn 1993). El mantenimiento efectivo de los ecosistemas requiere que los objetivos de conservación de la naturaleza se ajusten y reconcilien con las necesidades sociales, económicas, culturales y políticas, de manera que las acciones de gestión deben ser meticulosamente definidas y orientadas a obtener los mayores beneficios para la conservación, considerando las restricciones impuestas por las necesidades y los valores humanos (Oldekop et al. 2016; Faleiro y Loyola 2013; Micheli et al. 2013; Roe 2008; Adams y Hutton 2007). Además, muchos de los argumentos a favor de la creación de estas áreas destacan los beneficios económicos que atraen para la región en la que se establecen (Cabral y Mota 2010; De Oliveira 2005; Lorah y Southwick 2003; Buckley y Sommer 2001). En este sentido, el uso público en áreas protegidas

es un factor clave de apoyo para la conservación (CRC 2008). Indirectamente incentiva a la población local y al sector privado a conservar los recursos naturales y a través de sus beneficios económicos proporcionan ingresos para la gestión de los ENPs (CBD 2015; Hvenegaard 2011; Buckley 2010; Bushell y McCool 2007).

Estas áreas tienen un gran atractivo turístico. A nivel mundial, reciben alrededor de 8 mil millones de visitantes al año (CREST 2015), suponiendo el turismo basado en áreas protegidas una parte relevante y creciente de la economía de muchos países. Las tendencias de crecimiento tienen que ver con diferentes formas de turismo de naturaleza, incluyendo el ecoturismo y más recientemente, el geoturismo y el turismo activo (Leung et al. 2015; Portillo 2006; Eagles et al. 2000). En el turismo de naturaleza el territorio es un componente clave. El paisaje, el clima, el relieve, la fauna, la vegetación, etc. son recursos primordiales y representan la calidad del “producto turístico” del cual depende, en gran parte, la calidad de la experiencia de los visitantes¹⁴. Un patrimonio paisajístico bien conservado es un factor fundamental para la elección del viaje y la calidad visual y estética de un destino turístico es esencial para su éxito (Córdoba 2012). Conocer la “oferta turística” del territorio y mantener su calidad contribuye al aumento de la competitividad de un ENP como destino turístico a la vez que crea conciencia sobre el valor de la conservación de los recursos, conduce a un aumento de la protección de la tierra, al mantenimiento de la biodiversidad y al desarrollo económico de las comunidades locales (Boley y Green 2016; Folmer et al. 2013; Lindsey et al. 2007; McCool 2006; De Aranzabal 2004).

Este nuevo enfoque, más global e integrador, incrementa de manera significativa los objetivos de los ENPs, que no solo tienen que ver con la conservación de la diversidad biológica y los servicios ecosistémicos, sino también con el aumento del bienestar humano y la obtención de beneficios, principalmente a través del turismo (Duarte et al. 2016; Watson et al. 2014; Hein 2011; Stolton y Dudley 2010; CBD 2008; Geneletti y van Duren 2008; Naughton-Treves et al. 2005). Estas circunstancias invitan a integrar los

¹⁴ La experiencia de los visitantes se define como "una compleja interacción entre las personas y sus estados internos, la actividad que están llevando a cabo, y el entorno social y natural en el que se encuentran" (Borrie y Roggenbuck 1998).

intereses y expectativas de los usuarios potenciales del territorio en los criterios de planificación y gestión de los ENPs (White y Noble 2013; Tisdell y Wilson 2012; Roman et al. 2007; Schmitz et al. 2007; Bronson y Noble 2006; Gül et al. 2006).

Un ejemplo de esto es la Ley 30/2014 de 3 de diciembre de Parque Nacionales que, en su artículo 5, define como objetivos de un Parque Nacional:

“conservar la integridad de sus valores naturales y sus paisajes y, supeditado a ello, el uso y disfrute social a todas las personas con independencia de sus características individuales (edad, discapacidad, nivel cultural, etc.) así como la promoción de la sensibilización ambiental de la sociedad, el fomento de la investigación científica y el desarrollo sostenible de las poblaciones implicadas, en coherencia con el mantenimiento de los valores culturales, del patrimonio inmaterial y de las actividades y usos tradicionales consustanciales al espacio”.

Objetivos múltiples, que en ocasiones compiten entre sí, sumados a los limitados recursos disponibles para la conservación, configuran un reto para el cumplimiento de la gestión de los ENPs y hacen cada vez más compleja la decisión de los límites de la superficie que debe ser protegida (Razola et al. 2006; Margules y Pressey 2000). En este contexto las estrategias para identificar prioridades espaciales para el establecimiento de los ENPs ganan protagonismo y se convierten en un aspecto clave del que depende, en gran medida, la eficacia de estos espacios.

La zonificación es una estrategia cada vez más utilizada para diseñar ENPs y para gestionar múltiples usos dentro y alrededor de estos. Consiste en la evaluación del territorio y en el diseño de límites espaciales (zonas o sectores), en función de sus atributos biofísicos y antropogénicos, con el fin de distinguir áreas con diversos grados de intervención humana permitida, respetando la integridad y capacidad de acogida ecológica del territorio (Hull et al. 2011). En la práctica se trata de evaluar las características del territorio y su distribución espacial y decidir dónde restringir o potenciar ciertas actividades o aplicar medidas para proteger los recursos naturales (Geneletti y van Duren 2008). El procedimiento requiere de técnicas de análisis y métodos

formalizados (Ruiz-Labourdette et al. 2010) que, con el diseño adecuado y mediante una sólida base científica, constituyen una herramienta muy útil que da soporte a las decisiones de gestión y ayuda a satisfacer la demanda de múltiples usos del territorio y a tomar medidas de protección de los recursos naturales (Zeng et al. 2012; Geneletti y van Duren 2008). En muchos casos, sin embargo, los límites de la zonificación no coinciden con la percepción del paisaje por las personas (Buisson y Dutoit 2006; Schmitz et al. 2006b; Daşdemir 2005; Farrell et al. 2001; Martin et al. 1989), por lo que la integración de la sociedad en el procedimiento de zonificación puede permitir a los planificadores, además de destacar y proteger áreas de especial importancia ecológica, establecer áreas con grados de protección que reconozcan las valoraciones y preferencias de la población local y de los usuarios del territorio en general (Faleiro y Loyola 2013; Naughton-Treves 2012).

La evaluación ecológica del territorio es un punto clave del proceso de zonificación. En esta etapa del procedimiento se estima la importancia de un área para la conservación de la naturaleza y se proporcionan criterios e información que pueden ser utilizados para identificar las prioridades espaciales en la toma de decisiones (Spellemborg 1992). Se trata de un procedimiento llevado a cabo por expertos en diferentes temáticas ambientales, que utiliza aproximaciones, tanto cualitativas como cuantitativas, basadas en la opinión de distintos especialistas (Margules y Pressey 2000; Rodríguez y Young 2000; Hannah et al. 1998; Pressey et al. 1993). Estas aproximaciones son complementarias y es frecuente la utilización de procedimientos mixtos que utilizan ambos planteamientos (Ruiz-Labourdette et al. 2010; Moilanen et al. 2009; Cowling et al. 2003), aunque en la mayoría de los casos suele ser un proceso “unilateral”, sin la participación de los usuarios del territorio. En este sentido las declaraciones de los 13 ENPs de Fuerteventura, que comprenden 47.695 ha de su territorio (un 28,8% del territorio insular), han sido percibidas por la población de la isla como procesos no participativos, impuestos desde el exterior (Talavera et al. 2011).

En este capítulo se contempla la necesidad de identificar espacios prioritarios para la conservación, considerando la participación de la sociedad en el proceso de planificación y en la toma de decisiones sobre la gestión del

territorio. Se desarrolla un método de zonificación territorial mediante un procedimiento mixto e integrado de evaluación ecológica que permite determinar la ubicación idónea para un Parque Nacional de zonas áridas en Fuerteventura. El procedimiento integra una evaluación ecológica realizada por expertos y la percepción de las comunidades locales y de visitantes sobre los valores naturales y culturales de la isla.

7.2. Método

Por su carácter excepcional los Parques Nacionales son declarados de interés general del Estado Español y son objeto de una legislación específica que contempla las normas vigentes en la materia, recopiladas en el Código de Parques Nacionales (Organismo Autónomo Parques Nacionales 2016). El diseño experimental de este capítulo parte del análisis de dicho marco normativo y se centra en la Ley 30/2014, de 3 de diciembre. Esta Ley plantea la concepción moderna de Parque Nacional, establece su definición y sus objetivos y especifica los requisitos que debe cumplir el territorio para ser declarado bajo dicha figura de protección. De igual manera, propone mejorar la integración de estos espacios en la sociedad, devolviendo capacidad y protagonismo a los actores sociales y reforzando los mecanismos para una mayor participación de todas las partes interesadas.

La conservación de los valores naturales y paisajísticos son objetivos prioritarios de los Parques Nacionales y, supeditado a ello, el desarrollo sostenible de las poblaciones implicadas, el uso y disfrute social y la sensibilización ambiental de la sociedad, entre otros aspectos. Sobre esta base, jurídica y conceptual, se ha diseñado un desarrollo metodológico, en cuatro etapas principales: 1) zonificación ecológica realizada por expertos, 2) evaluación del paisaje realizada por usuarios del territorio, 3) procedimiento de integración de áreas de valoración común expertos-usuarios, considerando aquellas calificadas con un alto valor ecológico-paisajístico y 4) delimitación de zonas compatibles con la figura de Parque Nacional.

En la Figura 7.1 se presenta un esquema del procedimiento metodológico seguido.

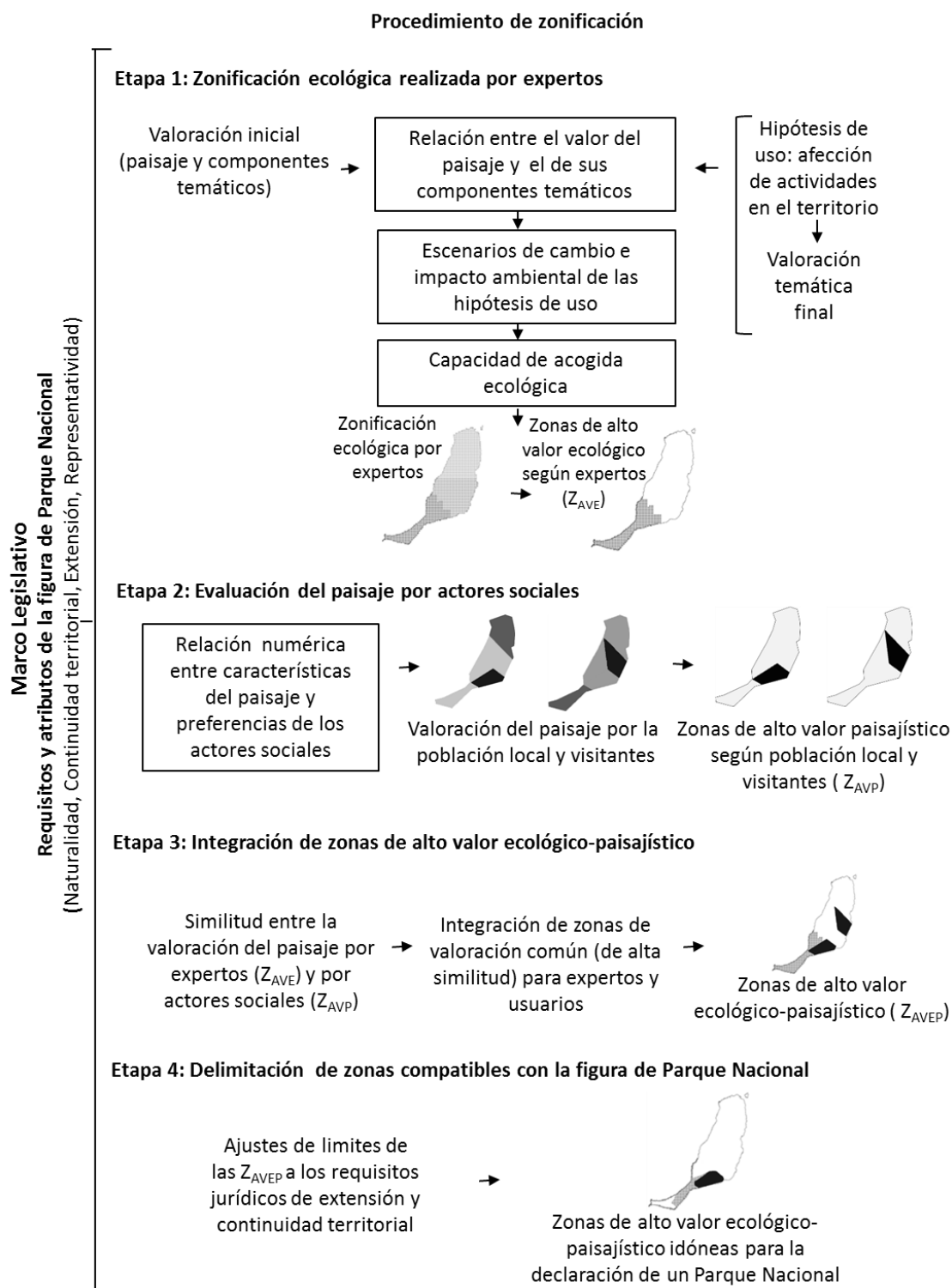


Figura 7.1. Esquema metodológico del procedimiento diseñado para la identificación de áreas compatibles con la figura de Parque Nacional en Fuerteventura. El procedimiento integra la percepción y valoración del paisaje por los principales actores sociales con la zonificación ecológica realizada por expertos.

7.2.1. Zonificación ecológica realizada por expertos

Se llevó a cabo mediante el análisis de la capacidad de carga o capacidad de acogida ecológica del territorio.

El concepto de capacidad de carga, inicialmente se utilizó en la gestión de zonas áridas para describir el número máximo de animales que pueden pastar en un área sin dañar el suelo o la producción de pasto (Cowlshaw 1969). Ya que el propósito de la capacidad de carga es definir el nivel de uso que un área puede admitir, su utilización se aplicó al cálculo del número de personas que pueden usar un área recreativa natural sin destruir sus características ecológicas esenciales (Kennell 2016; Álvarez 2010; Manning y Lawson 2002). Este enfoque inicial evolucionó hacia métodos de cálculo más flexibles y dinámicos y, actualmente, el concepto de capacidad de carga se emplea en una amplia variedad de disciplinas y debates (Bentz et al. 2016; Lee y Chang 2015; Zhang y Chung 2015; Navarro Jurado et al. 2013; Ríos-Jara et al. 2013; Donovan et al. 2012; Ruggiero et al. 2012; Álvarez 2010; Sayre 2008; Arredondo-García et al. 2001; Brown y Ulgiati 2001; Khanna et al. 1999; McCool y Cole 1997; Cifuentes 1992; Stankey et al. 1985).

En el ámbito de la ordenación y planificación del territorio, la capacidad de acogida ecológica puede ser entendida como la aptitud de los usos del suelo para acoger determinadas actividades. En esta disciplina se ha utilizado profusamente un método derivado de la capacidad de carga, denominado “modelo de límites de cambio aceptable” (LAC) (Stankey et al. 1985), muy difundido en la gestión y monitoreo de los ENPs (Diedrich et al. 2011; Frauman y Banks 2011; Eagles et al. 2002; Cole y McCool 1997; Lindberg et al. 1997; McCool 1996). La capacidad de carga es intrínsecamente un término cuantitativo, mientras que el LAC incluye en la evaluación aspectos relacionados con estándares de recursos naturales y condiciones sociales que se utilizan para definir los umbrales de aceptabilidad del cambio.

En este caso, el proceso de zonificación se sirve de ambos conceptos. El objeto de evaluación es el paisaje y sus componentes (abióticos, bióticos, socioeconómicos y culturales) en interacción mutua. El resultado de la evaluación es la determinación de la influencia humana en el paisaje, su clasificación y la zonificación territorial en función de la idoneidad de usos

(capacidad de acogida), definida como un rasgo especial del paisaje que expresa su grado de uso aceptable (conveniente) por actividades antrópicas, de tal modo que sus características naturales, los procesos ecológicos y las relaciones entre los componentes del paisaje sufran el menor deterioro posible, evitando cambios irreversibles (adaptado de Drdoš y Hrnčiarová 2003). Desde su adaptación e incorporación como instrumento de apoyo a la planificación y ordenamiento territorial, viene siendo aplicado en diferentes contextos y viene afianzando su validez como una herramienta referente, y de gran utilidad, aplicable a distintas escalas.

El enfoque utilizado permite, previo análisis de las características del paisaje, definir los umbrales de acogida del territorio, estableciendo los niveles, tipos e intensidad de usos idóneos a la capacidad de éste, considerando su fragilidad, más que la definición de un límite exacto de uso (Zausková 2014; Ruiz-Labourdette et al. 2010; Chavez 2009; Pineda 2004; Arredondo-García et al. 2001; Khanna et al. 1999; Pigram 1983). Se trata de analizar la correspondencia entre la ‘intensidad’ de perturbaciones previstas (la de los nuevos usos) y la ‘severidad’ de éstas, es decir, su incidencia teniendo en cuenta la vulnerabilidad de las características del entorno (clima, litología, suelo, vegetación, fauna, flujos hídricos, etc.), incluyendo también parámetros culturales (como usos agrarios existentes, infraestructuras, localizaciones industriales, núcleos de población, etc.) (Hernández et al. 2007; Pineda 2004; Roberts y Roberts 1984; Pineda et al. 1974; Leopold et al. 1971; McHarg 1969)

Todas estas características pueden considerarse “temas ambientales cartografiables”, sobre cuyas unidades espaciales se estima la respuesta ecológica ante nuevas perspectivas de uso del suelo. La respuesta informa del impacto, coste o beneficio ecológico, de cada uso en cada tema (impactos parciales o temáticos de nuevos usos; (Hernández et al. 2007; Pineda et al. 1974; Leopold et al. 1971). El cálculo de coeficientes para caracterizar cada reacción temática ante cada hipotético uso, permite conocer las respuestas del territorio y su magnitud, es decir, el impacto ambiental, como el resultado de una integración ponderada de los impactos temáticos parciales. Es esta ponderación la que permite estimar y cartografiar la capacidad de acogida de

todos y cada uno de los sectores del territorio de la forma más objetiva posible (Ruiz-Labourdette et al. 2010; Hernández et al. 2007; Montalvo et al. 1993).

En este apartado se describe el desarrollo metodológico utilizado para la zonificación ecológica de Fuerteventura, basada en la determinación de su capacidad de acogida de nuevos usos del suelo. El procedimiento aborda de forma novedosa la determinación de coeficientes temáticos y calcula el impacto ambiental producido por los nuevos usos, como el resultado de una integración dinámica de los diferentes elementos considerados. Se partió de la hipótesis de que el valor global del paisaje (“valor ambiental”) depende de la interacción entre los valores de sus componentes parciales. El método incorpora además procedimientos numéricos objetivos de ponderación de los valores de partida asignados al paisaje.

7.2.1.1. Valoración y cartografía del paisaje

Para la valoración inicial del paisaje se tomó como base el resultado del ACP¹⁵ que permitió detectar las principales tendencias de variación del paisaje de Fuerteventura (su desarrollo se detalla en el Capítulo 1).

El procedimiento se realizó en tres etapas principales: a) asignación y ponderación de los valores de las variables de paisaje, b) valoración y ponderación de los sectores espaciales y c) cartografía del valor de paisaje.

Las ponderaciones de los valores asignados a las variables y a las cuadrículas, se realizaron con base a la premisa de que en un ACP tanto las variables como las observaciones tienen diferentes grados de implicación en la composición del plano de ordenación, siendo posible descomponer la varianza en cada eje en función de las contribuciones hechas por ambas (Greenacre 2010). En un ACP las coordenadas indican la representación de cada observación o cada variable sobre el plano de ordenación. Señalan la distancia al origen del plano cartesiano y su contribución a la formación del eje: a mayor valor de coordenadas sobre un eje, mayor distancia al origen del sistema y cuánto más cerca se encuentre del eje factorial más contribuirá a su formación

¹⁵ Análisis de Componentes Principales de una matriz de 11 variables de paisaje x 1751 sectores espaciales de 1x1km, cuyos elementos, representaban el porcentaje de cobertura de dichas variables en cada uno de los sectores espaciales.

y mayor será el valor del coseno cuadrado del ángulo entre el punto y su proyección (Baronio y Vianco 2014; Greenacre 2010; Fig. 7.2). La suma de los cuadrados de los cosenos de los ángulos formados por un punto y cada uno de los ejes del plano de ordenación puede ser interpretada como una medida de la calidad de la representación de dicho punto sobre el plano principal (Fallas y Chavarría 2011; Greenacre 2010; Colina y López-Roldán 1991).

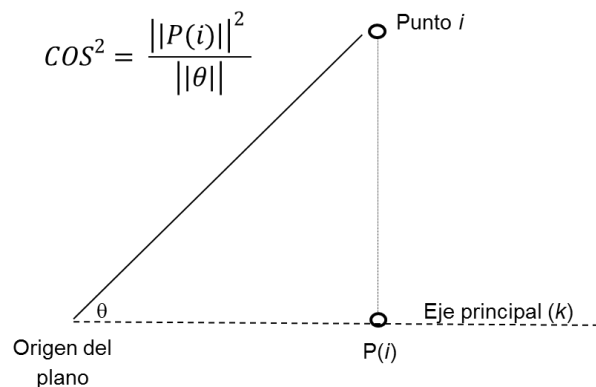


Figura 7.2. Representación geométrica de la contribución de un punto a la varianza absorbida por una componente principal. Dado el punto i en la nube N , éste se proyecta en el plano principal en el punto $P(i)$. El valor del coseno del ángulo entre la proyección y el punto mide la representación de éste en dicho plano. A menor distancia entre el punto y el eje en que se proyecta, mejor será su representación y mayor será el valor del coseno cuadrado del ángulo θ entre i y $P(i)$. Adaptado de (Greenacre 2010).

Los pasos llevados a cabo para la valoración inicial del paisaje se detallan a continuación:

7.2.1.1.1. Asignación y ponderación de valores de las variables de paisaje según criterios de expertos

Un comité científico compuesto por expertos en temas ecológicos y ambientales (Universidades Complutense y Autónoma de Madrid) estimó, individualmente, el valor de las once variables originales utilizadas en el ACP para describir el paisaje de la isla. Dichas variables se consideraron indicadores del valor ambiental y se evaluaron siguiendo, criterios estéticos y naturalísticos, de fragilidad y reversibilidad ecológica, singularidad a escala nacional, regional y local, productivos, culturales-rurales y de potencialidad para la educación ambiental y el turismo de naturaleza (Hernández et al. 2007; Bunce et al. 2001). Los valores asignados a las variables se ponderaron mediante la suma de sus respectivos cosenos cuadrados en los dos ejes del plano de ordenación (Fig. 7.3).

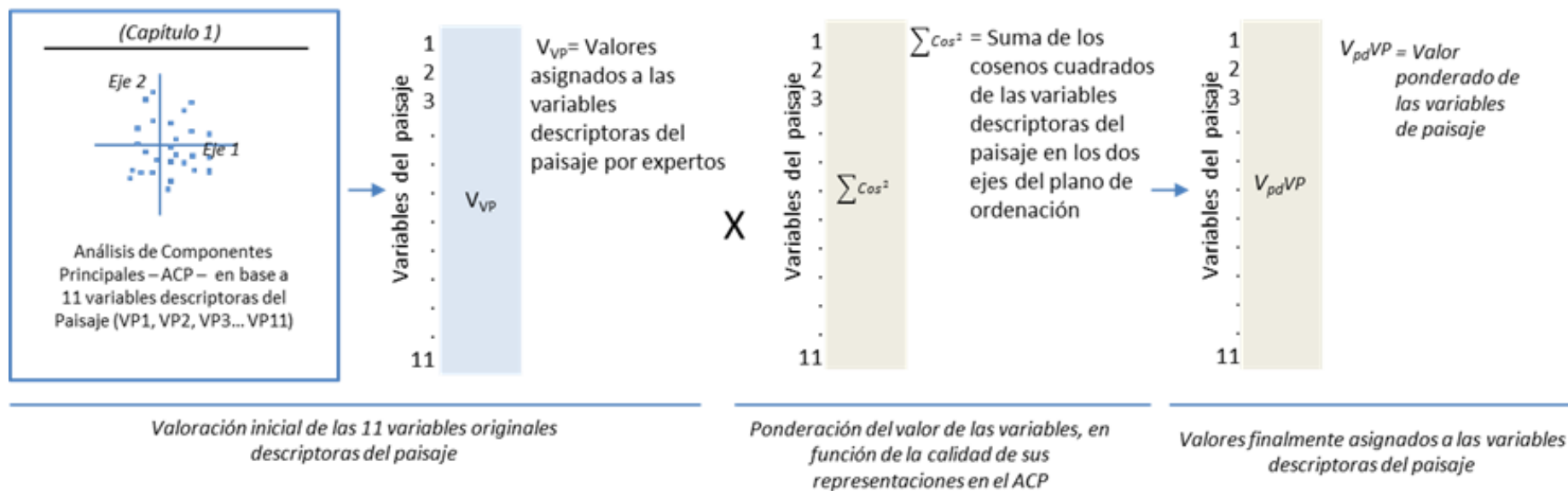


Figura 7.3. Asignación por expertos de valores de conservación a las variables descriptoras de las principales tendencias de variación de paisaje de Fuerteventura, obtenidas a partir de un ACP. La ponderación de los valores asignados se realizó en función de la representación de dichas variables en el plano de ordenación del paisaje, obtenida a partir de la suma de sus respectivos cosenos cuadrados en las dos componentes principales.

7.2.1.1.2. Asignación y ponderación de valores de paisaje de las cuadrículas

El biplot de correlaciones entre variables obtenido a partir del ACP, permitió identificar las variables que mejor caracterizaban los sectores espaciales correspondientes a cada uno de los cuatro cuadrantes del plano de ordenación. Se calculó su valor promedio y se asignó a las unidades de análisis espacial (cuadrículas) asociadas a cada cuadrante. Los valores del paisaje (o valor ambiental) de cada una de las unidades espaciales se ponderaron con el valor de la suma de sus respectivos cosenos cuadrados en los dos ejes del plano de ordenación. Posteriormente la información obtenida se incorporó a un Sistema de Información Geográfica (ESRI 2012) y se cartografió con una resolución de 1 x 1 km (Fig. 7.4).

7.2.1.2. Valoración de variables temáticas

Se consideraron seis temas descriptores de aspectos parciales del paisaje de la isla: vegetación, fauna, suelos, conectividad ecohidrológica, fisiografía y amplitud y calidad visual del territorio.

El procedimiento partió de la búsqueda y recopilación de la información temática disponible, que fue posteriormente reclasificada y adaptada siguiendo los objetivos del estudio. Los conjuntos temáticos de partida se incorporaron en ArcGis (ESRI 2012) y se sintetizaron en seis mapas temáticos compuestos por diferentes sectores o unidades homogéneas. Estas unidades, debidamente caracterizadas, se valoraron por el equipo de expertos.

La valoración se realizó en dos etapas: a) valoración inicial de las distintas unidades temáticas, sin presuponer el desarrollo de nuevas actividades en el territorio y b) valoración temática final, tras la afección de actividades en el territorio, suponiendo la aplicación de un conjunto de diferentes hipótesis de usos del territorio.

En la Figura 7.5 se presenta un esquema del proceso de valoración de las variables temáticas.

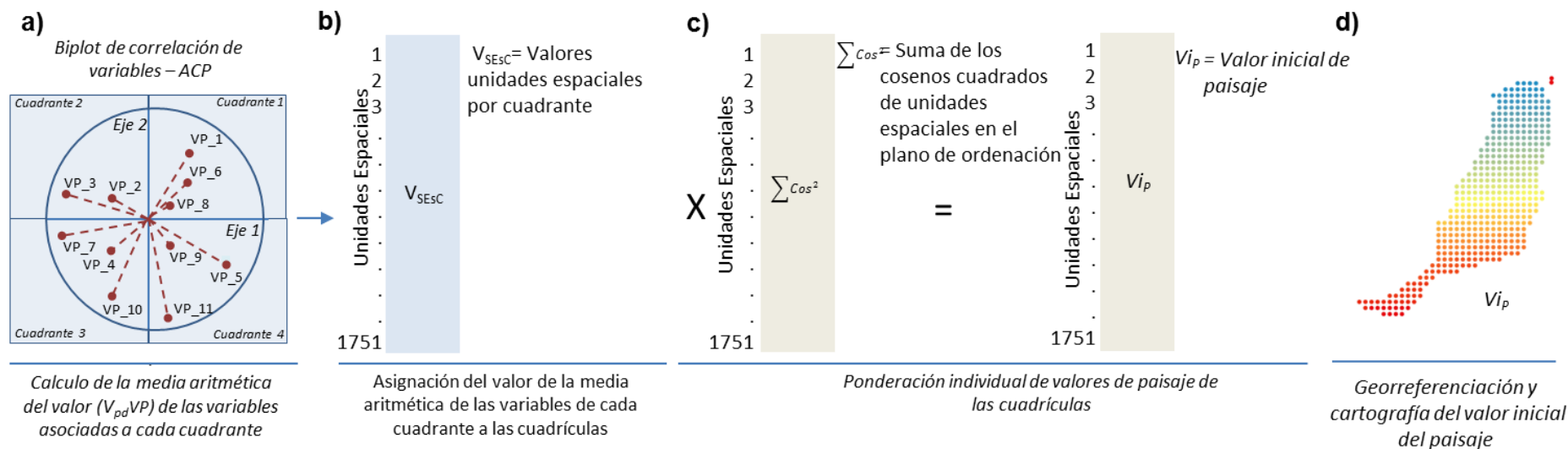


Figura 7.4. Valoración inicial del paisaje de las unidades de análisis espacial (cuadrículas). a) Cálculo del valor promedio de las variables descriptoras de las cuadrículas correspondientes a los cuadrantes del plano de ordenación del paisaje, b) Asignación del valor promedio de paisaje al conjunto de cuadrículas asociadas a cada cuadrante, c) Ponderación del valor de paisaje de cada cuadrícula en función de sus respectivos cosenos cuadrados en los dos ejes del plano de ordenación y, d) Cartografía del valor inicial de paisaje.

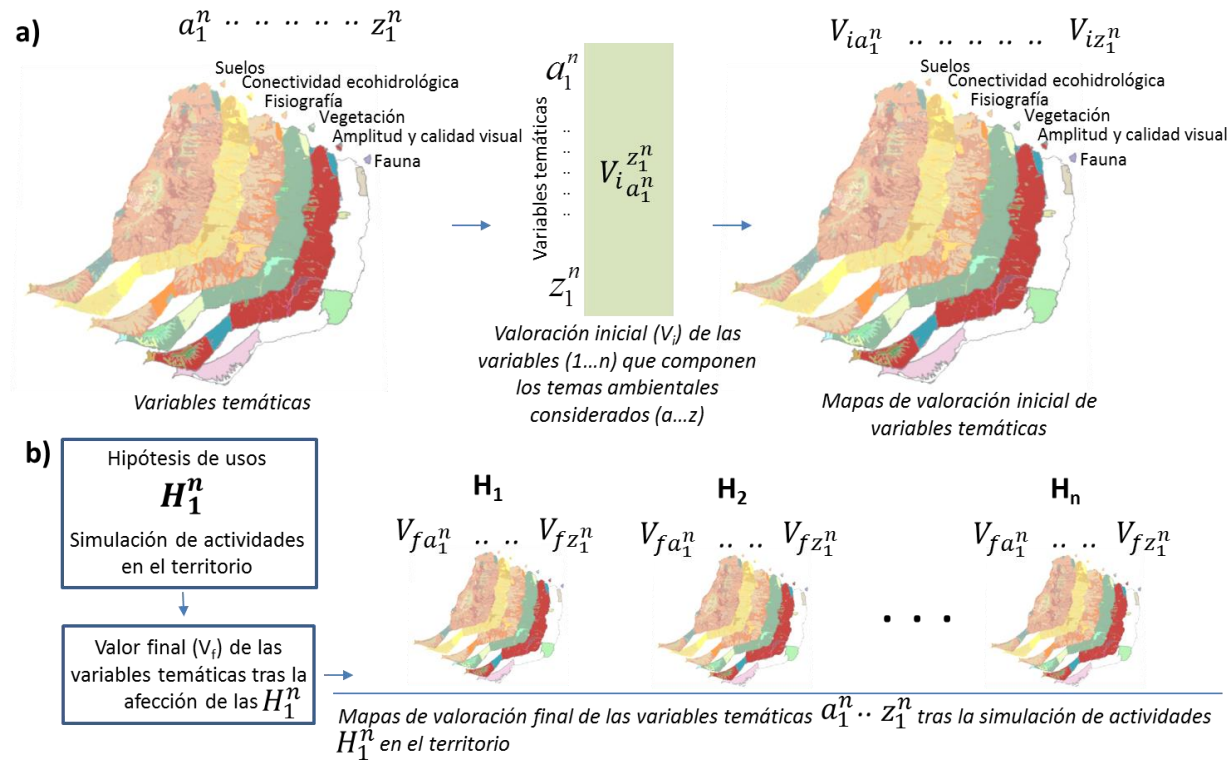


Figura 7.5. Esquema de valoración de variables temáticas. a) Valoración temática inicial: asignación de valores a unidades homogéneas de temas ambientales (vegetación, fauna, suelos, conectividad ecohidrológica, fisiografía y amplitud y calidad visual), sin presuponer el desarrollo de nuevas actividades en el territorio. b) Valoración temática final: valoración de las unidades homogéneas de los temas ambientales considerados, suponiendo la afección de un conjunto de actividades (hipótesis de uso) en el territorio.

7.2.1.2.1. Valoración temática inicial

Las valoraciones iniciales de cada tema se llevaron a cabo, estableciendo una escala de referencia jerárquica u ordinal (de acuerdo con Ruiz-Labourdette et al. 2010; Dasgupta y Pearce 1972; McHarg 1969) y asignando a cada unidad un valor relativo que reflejaba su importancia inicial en comparación con las demás unidades del mismo tema. Las unidades homogéneas de cada tema fueron representadas cartográficamente de acuerdo con los valores asignados.

En la valoración de los distintos elementos temáticos se tuvieron en cuenta los siguientes aspectos:

- Vegetación: Se valoró desde perspectivas tradicionalmente consideradas en el ámbito de la conservación: el interés naturalístico, la riqueza total de especies, la riqueza de especies endémicas y la riqueza de especies incluidas en catálogos de protección (regionales, nacionales y la lista roja de la IUCN).
- Fauna: Se valoró según la riqueza específica, la diversidad de grupos taxonómicos, y la riqueza de especies endémicas, amenazadas y protegidas (En el Apéndice 7.1 se detallan los procedimientos metodológicos seguidos para la obtención de la base cartográfica de partida y valoración de la fauna).
- Suelos: La valoración de las clases de suelo se realizó según aspectos productivos, ambientales y edafológicos:
Valor productivo: se estimó en base a sus valores agronómicos o potencialidad para actividades agrícolas y ganaderas.
Valor ambiental: a) Intervención en procesos ecológicos esenciales: suelos que desempeñan un importante papel en los ecosistemas de la isla, por su extensión superficial, por las comunidades biológicas que albergan o por su participación en el ciclo del agua y en el aporte de sedimentos por erosión a embalses o playas; b) Sustrato de ecosistemas azonales¹⁶ y, c) Revegetación.

¹⁶ Aquellos ecosistemas cuya distribución está más fuertemente condicionada por las características de otros factores ecológicos, como el sustrato sobre el cual se asientan, que por

Valor edafológico: a) Singularidad. Indica la escasa representación de un tipo de suelo cuya conservación es fundamental para preservar la diversidad edáfica de la isla; b) Grado de desarrollo del perfil edáfico (destaca los suelos que presentan horizontes bien definidos y con un adecuado grado de conservación).

- *Conectividad ecohidrológica:* Se entiende como el resultado de la interacción dinámica entre componentes que detectan y sintetizan conexiones funcionales entre los flujos hídricos y elementos bióticos y abióticos del paisaje y puede considerarse como un factor clave de la funcionalidad ecológica de cualquier territorio. Se tomó como información de partida la cartografía temática (obtenida según los procedimientos detallados en el Capítulo 6) y se valoraron las cinco clases diferenciadas, considerando una relación positiva con su magnitud.
- *Fisiografía:* Se consideraron los rasgos fisiográficos, geológicos y geomorfológicos y se valoraron según los siguientes aspectos
Calidad visual: Se consideraron parámetros relacionados con las formas del relieve, como pendientes, altitudes y desniveles y su singularidad (forma y color, el estado de conservación que presentan tanto el material como los depósitos, la regularidad del relieve, la envergadura o magnitud de cada morfología, la presión de los usos humanos y las cuencas visuales a las que afectan). Así, los mayores contrastes topográficos, la mayor visibilidad de las morfologías, el mejor estado de conservación de las mismas, los contrastes de color y forma, la mayor magnitud y volumetría de los relieves y la escasa presión por los usos humanos, determinarán el mayor valor relativo de las formas del relieve.

Interés científico: se refiere a la edad y singularidad del material geológico que compone las formas del relieve. En base a la edad y el tipo de material, se valoraron los contactos geológicos y depósitos sedimentarios de interés, las formaciones y formas fósiles, la

el clima, pudiendo aparecer a diferentes altitudes. Son ejemplos de ecosistemas azonales: los arenales y dunas, saladares, los barrancos y humedales, acantilados, etc. (Artigas et al. 2014)

singularidad o exclusividad de determinados mecanismos genéticos derivados del volcanismo y el mantenimiento de procesos geomorfológicos activos de interés, como el caso de la dinámica dunar.

Riesgos observados: Se refiere a procesos pérdidas de suelo por procesos torrenciales o por el viento.

- *Exposición y calidad visual del territorio:* La exposición visual e refiere al grado de visibilidad de cada sector de la isla y su análisis se llevó a cabo mediante la generación e integración de las cuencas visuales de:

- a) 51 entidades de población
- b) Las principales vías de comunicación (carreteras y caminos)
- c) 743 puntos de observación distribuidos en una malla regular de 2x2 km sobre el territorio insular y hasta una distancia de 5 km desde el mar, proporcionando así una perspectiva completa del área de estudio

Calidad visual: O calidad de la escena percibida. Se valoró en términos de naturalidad del territorio. Como indicador de naturalidad se utilizó el grado de intervención antrópica sobre la vegetación y para el análisis, se contrastaron los mapas de vegetación potencial y actual (Del Arco et al. 2003) de la isla, comprobando la correspondencia entre unidades.

Estas medidas ofrecen una valiosa información acerca del impacto visual que pudiera tener cualquier actuación antrópica sobre la isla. Los procedimientos llevados a cabo para la obtención de la cartografía de base y valoración de la exposición y calidad visual del territorio se detallan en el Apéndice 7.2.

En el apéndice 7.5 se encuentran la valoración inicial y una descripción sintética de las unidades homogéneas diferenciadas en cada tema.

7.2.1.2.2. Valoración temática tras la afección potencial de actividades en el territorio (Valoración final)

Se estimó el valor final de los sectores que componen cada tema (unidades temáticas) suponiendo la incidencia de 14 actividades o hipótesis de usos (Apéndice 7.3) que representan perturbaciones de diferente índole en el territorio. El valor final se refiere pues, al valor que supuestamente tendría cada una de las unidades temáticas una vez implantada la actividad causante de la perturbación (hipótesis de uso). La estimación de los valores finales se basó en la comparación con los valores iniciales de cada unidad temática (referidos a su estado en el momento anterior a cualquier actividad nueva), considerando la intensidad de la actuación y la severidad de la alteración que ésta produciría en cada componente del medio receptor, teniendo en cuenta su fragilidad (susceptibilidad al deterioro ante la actuación), reversibilidad (facilidad de recuperación natural al cesar la incidencia) y rareza (relevancia de su presencia o abundancia en la isla).

Finalmente se representaron cartográficamente los sectores que componen cada tema de acuerdo con los valores finales asignados.

7.2.1.3. Elaboración de las matrices temáticas de valoración inicial (MVTI) y final (MVTF)

Una malla regular de cuadrículas de 1x1 km superpuesta a los mapas temáticos de valoración inicial y final, sirvió para asignar a las unidades espaciales (cuadrículas) los valores temáticos, antes y después de la incidencia de las 14 hipótesis de usos (cuantificados como cobertura espacial).

Con base a la información asociada a las cuadrículas, se estructuraron:

- i) una matriz de datos de valores iniciales de las variables temáticas (MVTI).
- ii) Un conjunto de 14 matrices correspondientes a los valores temáticos finales derivados de la incidencia de las 14 hipótesis de uso consideradas (MVTF).

Todas las matrices fueron estandarizadas previamente a su análisis (Fig. 7.6).

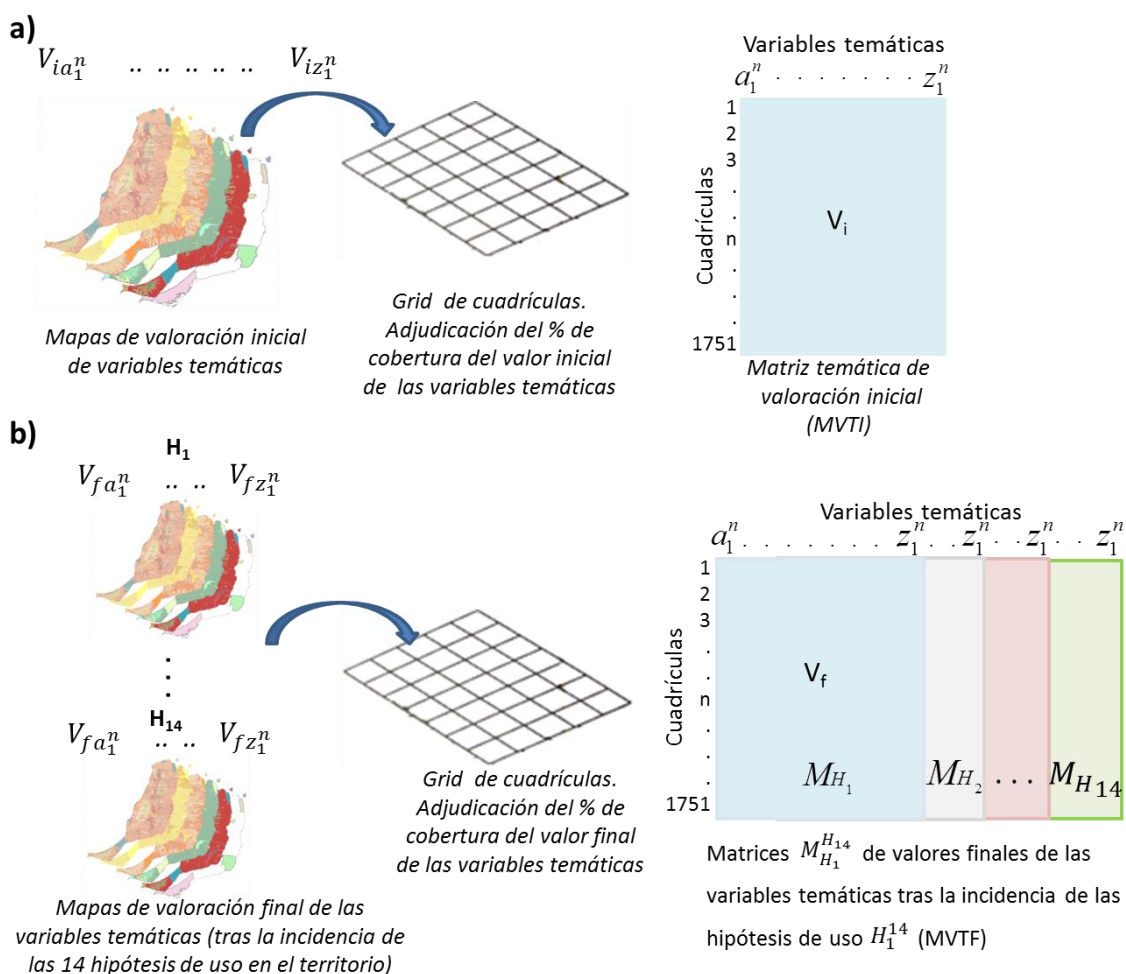


Figura 7.6. Elaboración de matrices de valoración inicial y final de los sectores que componen cada tema (variables temáticas). a) Matriz temática de valoración inicial (MVTI). Recoge información porcentual de la cobertura espacial de las variables temáticas en 1.751 cuadrículas de 1x1 km (que recubren la totalidad de la superficie insular), sin presuponer el desarrollo de actividades en el territorio. b) Conjunto de 14 matrices (MVTF). Recogen el porcentaje de cobertura de las variables temáticas en las mismas unidades espaciales-cuadrículas-, tras la incidencia de las hipótesis de usos planteadas.

7.2.1.4. Relación entre el valor del paisaje y el de sus componentes temáticos

La interrelación entre los valores del paisaje y el de los aspectos temáticos que lo componen se calculó mediante una regresión lineal múltiple por pasos (Sen y Srivastava 1990). Se tomó como variable dependiente el valor inicial de paisaje (ver apartado 7.2.1.1) en las 1.751 cuadrículas. Las variables independientes de esta ecuación se tomaron de la matriz de datos MVTI (apartado 7.2.1.3) y representan el valor inicial de las variables temáticas consideradas en las mismas unidades de análisis (Fig. 7.7).

La ecuación de regresión obtenida establece la correspondencia entre el valor inicial de paisaje (V_{ip}) –valor ambiental– y, el valor de las variables

biofísicas (componentes temáticos) que describen aspectos parciales del paisaje. La importancia relativa de cada variable temática para el valor del paisaje viene dada por sus respectivos coeficientes de regresión.

La ecuación de regresión sigue la expresión general:

$$y_i = a + bt_1 + ct_2 + dt_3 + \dots + nt_n$$

dónde y_i representa el valor inicial del paisaje, a la intercepción o punto de intersección de la línea de regresión con el eje Y, t_i las variables temáticas ambientales y b, c, d, \dots, n los coeficientes de regresión.

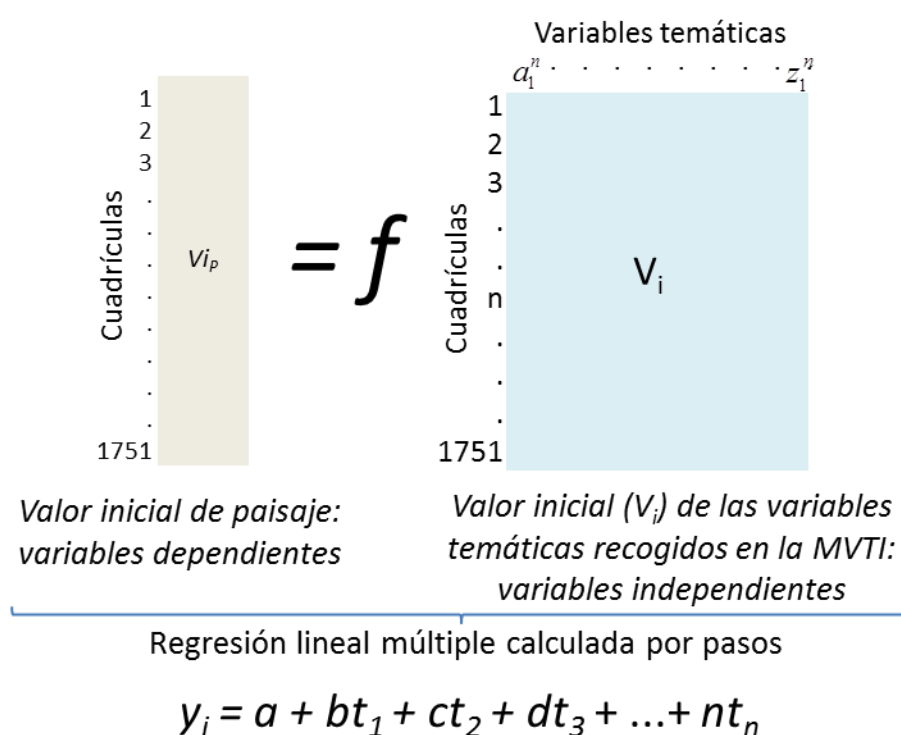


Figura 7.7. Relación de dependencia entre el valor del paisaje (valor ambiental) y el de sus componentes temáticos parciales. Se partió de la hipótesis de que el valor del paisaje depende de su interacción con los valores de las variables temáticas que lo componen. La relación se modelizó mediante una ecuación de regresión múltiple calculada por pasos, dónde se consideró como variable dependiente el valor inicial de paisaje en las 1.751 unidades espaciales de la isla y como variables independientes los temas ambientales considerados, cuyos valores iniciales se asignaron a las mismas cuadrículas de análisis.

La formalización de esta relación permitió, dentro de los límites marcados por las restricciones del modelo, conocer y cartografiar las probables respuestas del paisaje (escenarios ambientales) a las 14 nuevas hipótesis de uso del territorio y cuantificar sus impactos ambientales.

El modelo calculado es un instrumento de análisis sencillo, que ayuda a reconocer el potencial del territorio para mantener su funcionalidad ecológica frente a diferentes actuaciones y a comprender la interacción entre el paisaje y sus componentes temáticos sin la dificultad de calibrado e interpretación que requiere el uso de modelos complejos (JØrgensen y Bendoricchio 2001).

7.2.1.5. Escenarios de cambio e impactos ambientales de las hipótesis de uso

7.2.1.5.1. Efectos de la incidencia de actividades sobre el valor del paisaje

La sustitución en el modelo calculado del valor inicial de las variables temáticas (t_i) por sus valores finales (recogidos en las MVTF; Apartado 7.2.1.3), permitió conocer la respuesta integrada del paisaje a la incidencia en el territorio de cada una de las 14 actuaciones planteadas, mediante la georreferenciación y cartografía del conjunto de vectores proporcionados por las ecuaciones derivadas de dichas sustituciones (Y_f ; valores finales de paisaje).

Los 14 mapas resultantes constituyen escenarios de cambios ambientales cuyos píxeles informan del valor final del paisaje o el valor ambiental tras la incidencia de cada hipótesis de uso en la isla -V_{FP}H_n- (Fig. 7.8).

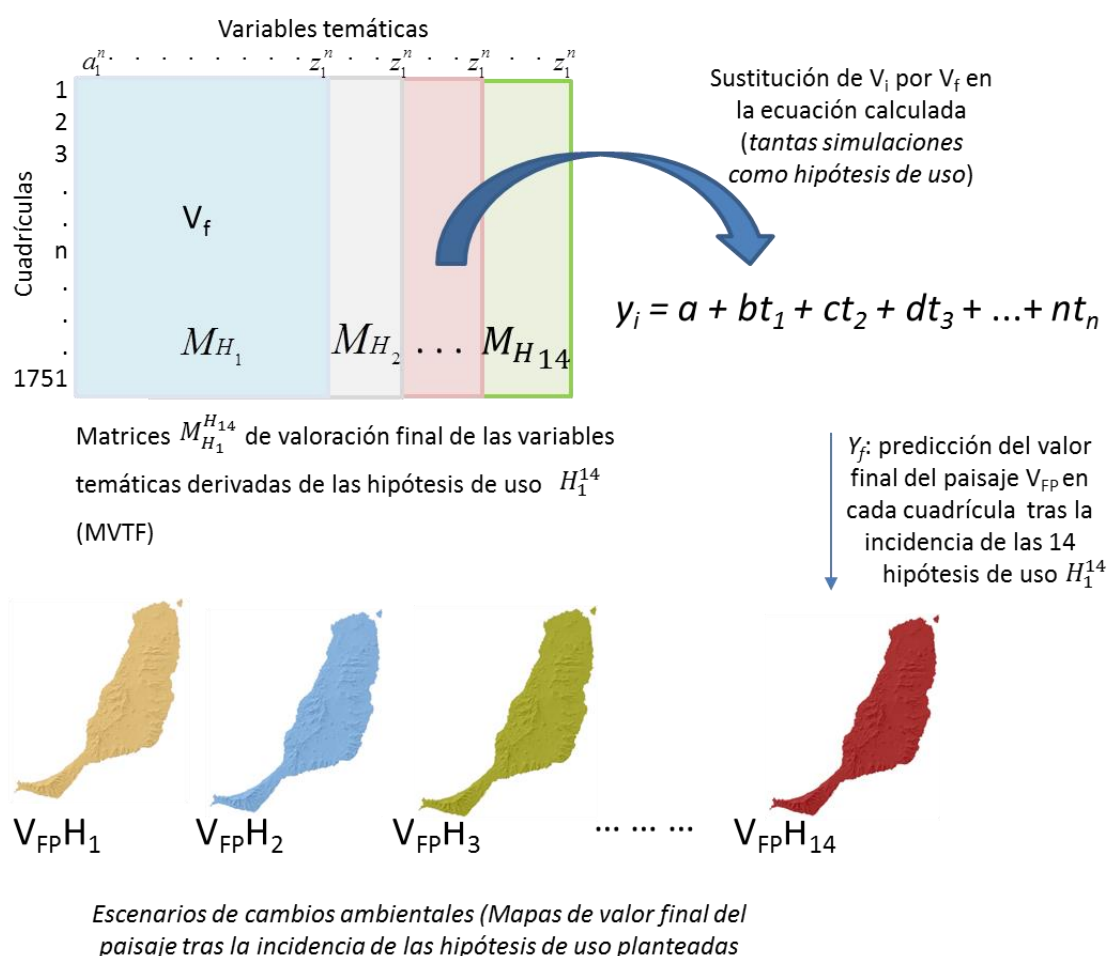


Figura 7.8. Esquema del procedimiento de cálculo que permite estimar el efecto de la incidencia de las hipótesis de uso en el paisaje (escenarios de cambios ambientales). A través de la sustitución en el modelo numérico calculado de los valores finales de los temas ambientales (tras la incidencia de las actividades; MVTF), se obtuvieron para cada una de las hipótesis de uso, nuevos valores de Y (Y_f) en las 1.751 cuadrículas analizadas. La incorporación de estos valores en un Sistema de Información Geográfica proporcionó los correspondientes 14 mapas de valores finales del paisaje ($V_{FP}H_n$). Esta cartografía representa los escenarios ambientales probables en el caso de la implementación de dichas hipótesis en el territorio.

7.2.1.5.2. Impactos ambientales de las actividades propuestas

El impacto ambiental previsible que puede ocasionar cada hipótesis de uso del territorio (IP_{Hn}) se calculó mediante procedimientos de álgebra de mapas (ESRI 2012), como el cambio en el valor de paisaje tras la incidencia de cada supuesta actuación en la isla (diferencia entre los valores finales e iniciales del paisaje; $V_{FP}H_n - V_{Ip}$). La cuantificación del impacto en cada unidad de análisis espacial (cuadrículas de 1x1 km) se representó en mapas mediante cinco clases de valor que varían entre 0 y 1 y que se corresponden respectivamente a impactos mínimos y máximos. Dicha clasificación se realizó dividiendo el rango de valores en subrangos de igual tamaño (algoritmo

‘intervalos iguales’; Robinson 1987), enfatizando así la expresión de la intensidad de los impactos de cada categoría con respecto a las demás y facilitando la comparación visual del conjunto cartográfico generado (Fig. 7.9).

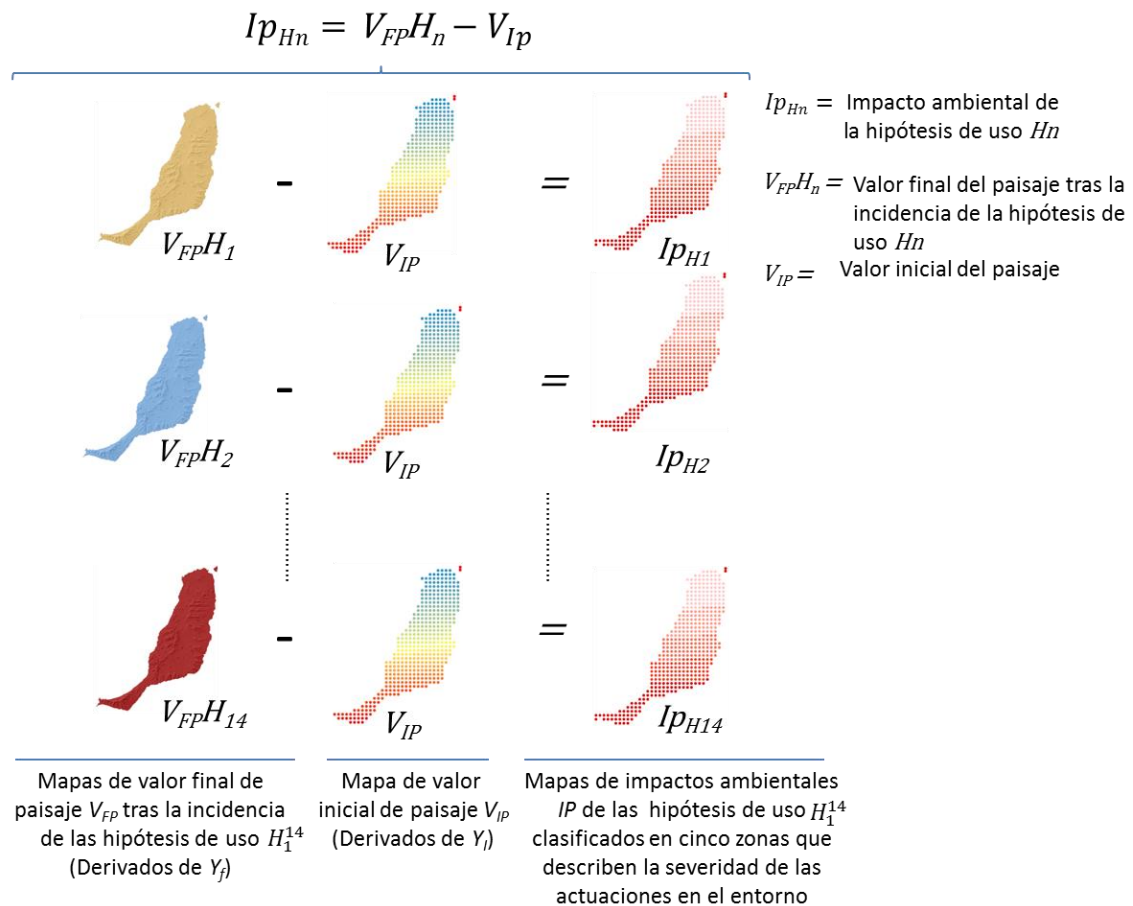


Figura 7.9. Cálculo de los impactos ambientales de las hipótesis de uso planteadas. Se calcularon para cada unidad espacial mediante álgebra de mapas, como la diferencia entre el valor final del paisaje (aquél registrado en las cuadrículas tras la incidencia de cada actuación en el territorio) y su valor inicial (sin presuponer el desarrollo de nuevas actividades). Los impactos ambientales se expresan cartográficamente en cinco clases que indican la severidad previsible de la perturbación que cada hipótesis de uso provocaría de llevarse a cabo en cada unidad espacial.

7.2.1.6. Diagnóstico de la capacidad de acogida. Zonificación ecológica por expertos

Los mapas de impacto anteriormente calculados señalan los lugares en el territorio dónde cada hipótesis de uso produciría previsiblemente, mayor o menor daño ambiental y constituyen un marco de referencia para orientar la toma de decisiones sobre la localización de estas actuaciones (Ruiz-Labourdette et al. 2010; Montalvo et al. 1993; Leopold et al. 1971; McHarg 1969). En base a esa idea, se estimó la capacidad de acogida del territorio y se

llevó a cabo su zonificación ecológica, considerando la presión potencial de combinaciones de actividades de acuerdo con su grado de incidencia ecológica (dado por el valor promedio del impacto ocasionado en el entorno) y la compatibilidad con distintas figuras de protección.

Así, las hipótesis de uso se clasificaron en grupos de incidencia ecológica severa, moderada y leve y, mediante la integración de los mapas de impacto ambiental de dichos grupos se obtuvieron tres nuevos mapas que informan sobre el valor promedio del impacto ambiental ocasionado por la totalidad de las actividades que conforman cada grupo. Cada uno de estos mapas se diferenció en tres zonas que señalan la capacidad de acogida para actividades con diferentes grados de incidencia ecológica:

1. Los sectores espaciales que registraron alto impacto frente el grupo de actividades de incidencia ecológica leve, se consideraron zonas frágiles, de alto valor y baja reversibilidad ecológica, susceptibles a un régimen especial de protección compatible con el de la figura de Parque Nacional (Z_{AVE}).
2. Los sectores espaciales que registraron bajo impacto frente a actividades de incidencia ecológica moderada se consideraron zonas compatibles con otras figuras de protección y con zonas periféricas de áreas protegidas más restrictivas.
3. Los sectores espaciales que registraron bajo impacto frente a actividades de incidencia ecológica severa se consideraron zonas con capacidad de acogida de diferentes actividades compatibles con el desarrollo urbanístico ordenado y la instalación de infraestructuras.

La integración de estas zonas en un único mapa proporcionó una zonificación del territorio en función de su capacidad de acogida ecológica. El esquema del procedimiento seguido se presenta en la Figura 7.10.

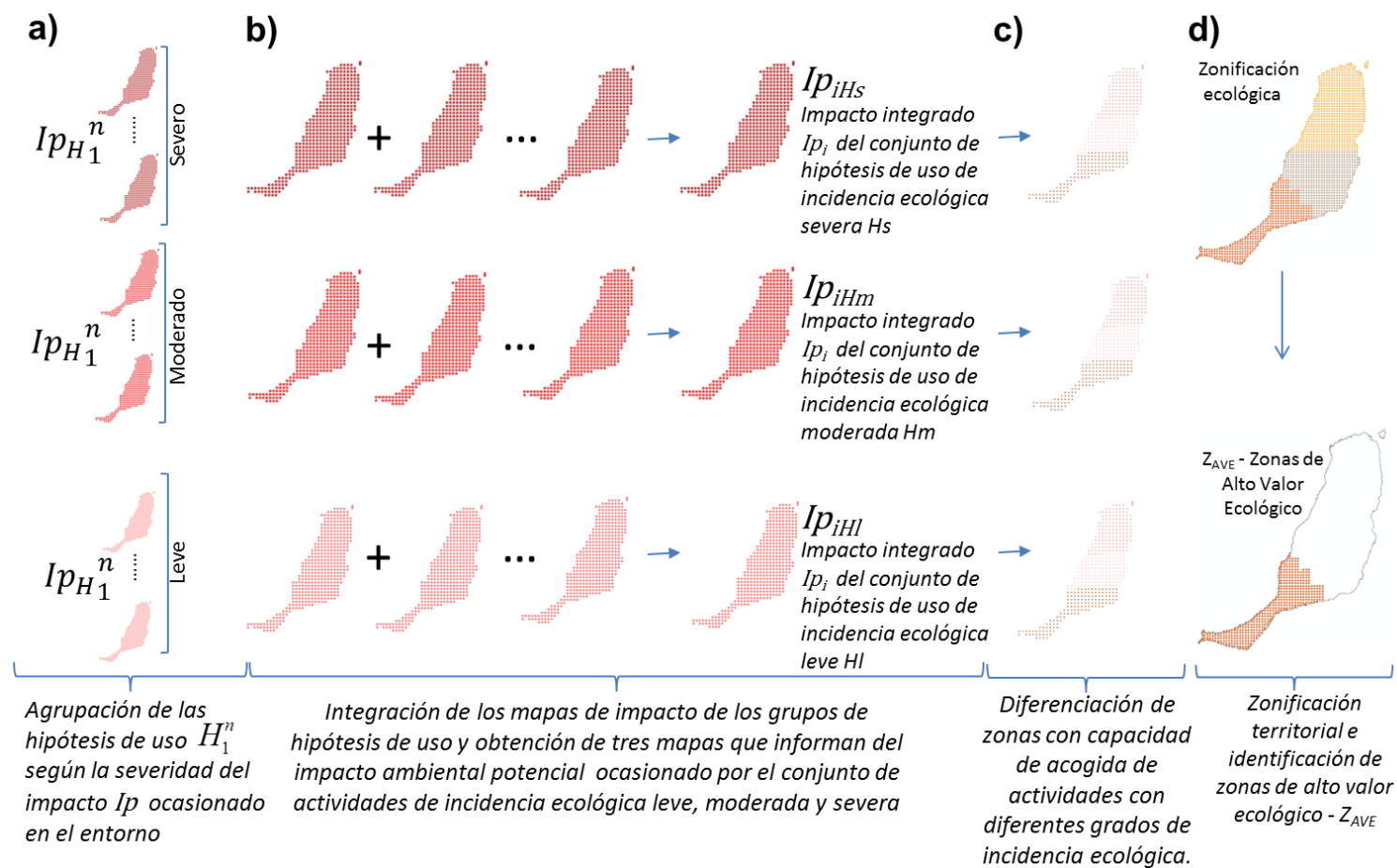


Figura 7.10. Zonificación territorial e identificación de superficies de alto valor ecológico. a) Clasificación de las hipótesis de uso en tres grupos de actividades de acuerdo con la severidad del impacto que podrían ocasionar en el entorno b) Integración de los mapas de impacto de cada grupo de actividad y obtención de tres mapas integrados que informan de la severidad potencial de la incidencia en la isla del conjunto de actividades de cada grupo. c) Diferenciación en el territorio de zonas con capacidad de acogida de actividades con distintos grados de incidencia ecológica d) Cartografía integrada de la zonificación territorial e identificación de zonas de elevada fragilidad (facilidad de alteración grave) y alto valor ecológico (Z_{AVE}), susceptibles a regímenes de protección compatibles con el de Parque Nacional.

7.2.2. Valoración del paisaje por actores sociales

El territorio se analizó desde de la óptica de los actores sociales con la perspectiva de la declaración de un Parque Nacional en Fuerteventura. El procedimiento seguido –previamente ensayado en estudios similares; De Aranzabal et al. 2009; De Aranzabal et al. 2008; Schmitz et al. 2007– se basó en el establecimiento de la relación numérica entre características del paisaje y preferencias de la población local y visitantes de la isla y proporcionó mapas del área de estudio que permiten referenciar espacialmente las preferencias de paisaje de ambos grupos.

Se partió de la idea de que el paisaje constituye un escenario de múltiples componentes que un observador puede percibir y valorar en distintos grados (Schmitz et al. 2004 ; Bernáldez 1981; Sancho Royo 1974), por lo que se pueden analizar sus preferencias o rechazos con respecto a sectores concretos de un territorio dado. En este estudio se consideraron como descriptores del territorio 22 variables (Tabla 7.1) que pueden ser fácil y rápidamente percibidas por las personas y que son el resultado de la descomposición del paisaje en fragmentos discretos presentados como sectores temáticos – vegetación, fisiografía, cuerpos de agua, usos agrarios, etc. – y aspectos más o menos relacionados a estos sectores – especies endémicas, fauna singular, confort climático, etc.- (Schmitz et al. 2007; Schmitz et al. 2006b; Schmitz et al. 2004).

Tabla 7.1. Variables descriptoras del paisaje consideradas en la evaluación realizada por la población local y los visitantes de Fuerteventura con vistas al establecimiento del Parque Nacional

1. Confort climático	12. Playas y dunas
2. Calor en invierno	13. Estepa desértica
3. Frescor en verano	14. Paisajes volcánicos (conos volcánicos)
4. Temperaturas de otoño y primavera	15. Montañas rocosas
5. Vientos fuertes	16. Vegetación, flora
6. Sol intenso	17. Matorrales (cardonales)
7. Paisajes rurales agrícolas (<i>gavías</i>)	18. Matorral costero (saladares)
8. Paisaje natural	19. “Malpaís” de lava
9. Valles extensos abiertos	20. Fauna terrestre
10. Valles agrícolas encajados	21. Avifauna
11. Valles con palmeras	22. Poblados tradicionales

Las unidades elementales de descripción del territorio fueron cuadrículas de 1x1 km. Para cada unidad de análisis espacial se calculó el porcentaje de cobertura de las variables de paisaje y se elaboró una matriz de datos (Fig. 7.11; A) que constaba de 1.751 observaciones (cuadrículas) descritas por 22 variables del paisaje. Las preferencias de paisaje de la población local y de los visitantes se caracterizaron a partir de sus respuestas a cuestionarios cuyas preguntas se relacionaban con las características del paisaje definidas con anterioridad y el interés que éstas ejercían como objetos de observación, suministro de recursos naturales, recreo o esparcimiento, teniendo en cuenta que dicha valoración tendría implicaciones en la delimitación de un Parque Nacional.

Las encuestas constaron de un número relativamente pequeño de preguntas (factibles de contestar en pocos minutos) que recogían el perfil sociológico y cultural de los encuestados, así como las variables de paisaje que los encuestados valoraron utilizando una escala ordinal de 0 a 5, de acuerdo con sus preferencias (De Aranzabal et al. 2009; Schmitz et al. 2007). El muestreo se llevó a cabo entre los años 2009-2012 en campañas realizadas en diferentes momentos del año (Tabla 7.2). La realización de encuestas a la población local se basó en un muestreo aleatorio estratificado, que consideraba 51 núcleos de población de la isla. Los visitantes se encuestaron mediante un muestreo aleatorio simple. Las encuestas se distribuyeron de manera proporcional en los municipios, en el aeropuerto (cuando regresaban de su viaje), hoteles, restaurantes, etc. La selección de los sujetos encuestados se realizó aleatoriamente, por medio de “itinerarios” en el ámbito de las áreas seleccionadas o “a la espera” en un punto de tránsito concreto y no se consultaron más de dos personas que formaban parte de un mismo grupo, con el objeto de minimizar probables redundancias en las respuestas (Díaz et al. 2010).

Tabla 7.2. Número de encuestas realizadas a la población local y visitantes de Fuerteventura y fechas de las campañas realizadas entre los años de 2009 y 2012.

Campañas	1	2	3	4	5
Población Local	262	264	268	514	248
Visitantes	319	308	312	353	262
Fechas	07 /2009	09-10 /2009	01 /2010	03-04 /2010	11-12 /2011 01/2012

Se dispuso de 3.110 encuestas a partir de las cuales se diseñaron dos matrices de datos: i) matriz de encuestas realizadas a la población local; 1.556 observaciones \times 22 variables de paisaje (Fig. 7.11; B; b_{il} = evaluación de las características del paisaje i por la población local l) y ii) matriz de encuestas realizadas a los visitantes; 1.554 observaciones \times 22 variables (Fig. 7.11; C; c_{iv} = evaluación de las características del paisaje i por los visitantes v). En ambos casos, a partir de estas matrices intermedias se obtuvo un vector sumatorio que recoge la valoración global referente a cada variable de paisaje (Fig. 7.11; vectores D y E).

La relación espacial entre las características del paisaje de la isla y las preferencias de los actores sociales se realizó mediante el producto de la matriz de cuantificación de las variables de paisaje (Fig. 7.11; A) y cada uno de los vectores que recogen la valoración global de estas características según la población local y los visitantes (Fig. 7.11; D y E). La georreferenciación de los vectores resultantes de dichos productos (Fig. 7.11; F y G) permitió expresar espacialmente los grados de preferencia (alto, medio y bajo) de ambos grupos respecto a sectores concretos del territorio (Fig. 7.11; H e I). Las zonas consideradas de alto valor paisajístico (Z_{AVP}) por la población local y visitantes se utilizaron en procedimientos posteriores para la delimitación del Parque Nacional.

En la Figura 7.11 se presenta el esquema completo del procedimiento seguido.

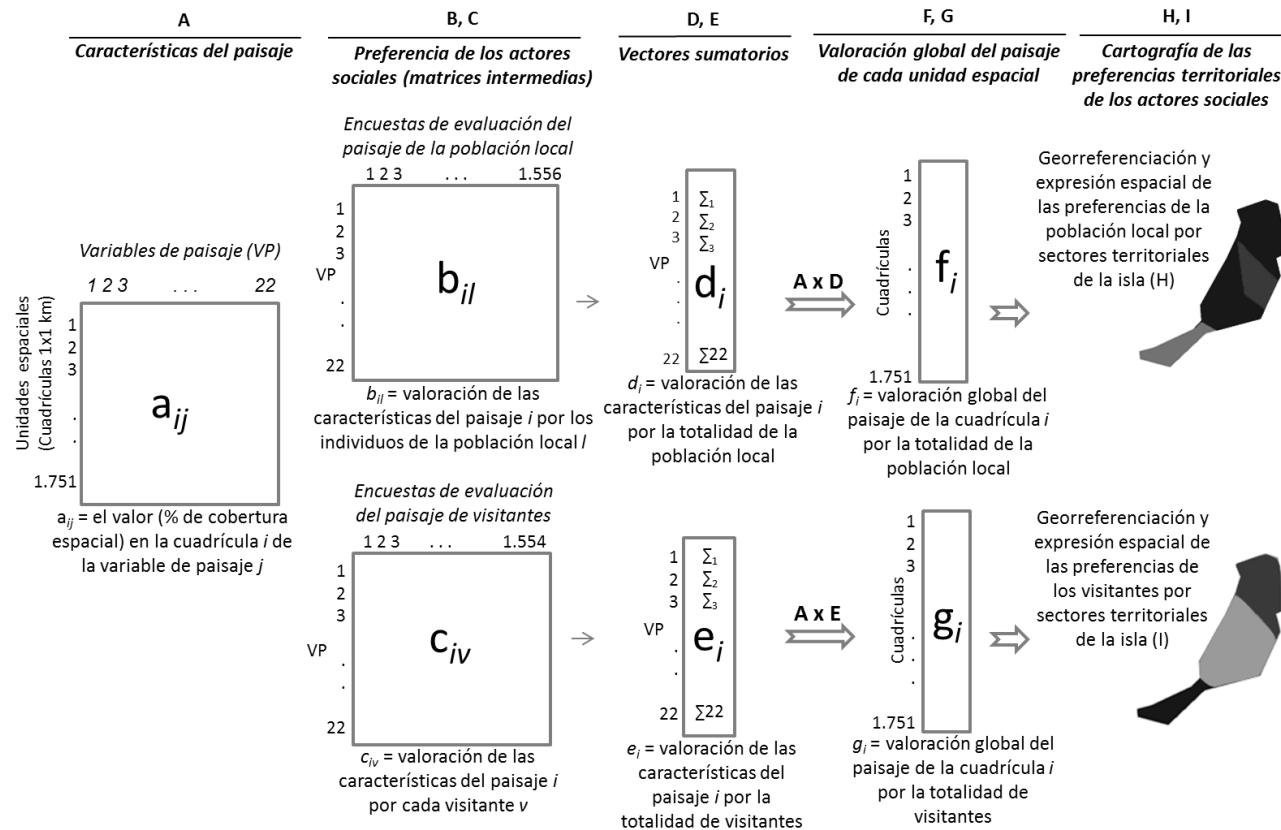


Figura 7.11. Esquema de evaluación del paisaje y determinación de preferencias territoriales de los actores sociales. El procedimiento se basó en el establecimiento de la relación numérica entre la matriz A (que recoge datos cuantitativos -% de cobertura- sobre 22 variables de paisaje en 1.751 unidades espaciales –cuadrículas-) y los vectores D y E que registran la valoración de estas mismas variables por la población local y visitantes de la isla, respectivamente (dicha valoración se obtuvo mediante encuestas en las que ambos grupos evaluaron las 22 variables de paisaje de acuerdo con sus preferencias). La relación espacial entre las características del paisaje y las preferencias de los actores sociales se obtuvo mediante los productos $A \times D$ y $A \times E$, los cuales proporcionaron vectores (F y G) que registran el valor global del paisaje de cada unidad espacial, de acuerdo con las valoraciones realizadas por la población local y los visitantes. La georreferenciación de estos vectores permitió expresar espacialmente las preferencias de ambos grupos por sectores específicos del territorio insular (H e I) e identificar las zonas consideradas de alto valor paisajístico (Z_{AVP}) que se utilizaron en los procedimientos de delimitación del Parque Nacional.

7.2.3. Integración de zonas comunes de alto valor ecológico-paisajístico

Las zonas de alto valor ecológico (Z_{AVE} ; ver apartado 7.2.1.6) fueron el punto de partida y referencia esencial para la integración de la perspectiva de la población local y de los visitantes de Fuerteventura en el procedimiento de identificación de zonas idóneas para el establecimiento del Parque Nacional en la isla. Dicha integración se basó en la identificación de unidades espaciales (cuadrículas) de las zonas de alto valor paisajístico -según la población local y los visitantes- (Z_{AVP} ; ver Apartado 7.2.2) que registran valores de paisaje similares a aquellos registrados en las zonas de alto valor ecológico (Z_{AVE} , delimitadas por expertos). El índice en base al que se determinó esta similitud se calculó, previa estandarización de datos, como el cuadrado de la diferencia entre los valores de paisaje de cada cuadrícula de las Z_{AVP} y el valor promedio del paisaje en las Z_{AVE} (Fig. 7.12; D y E). Finalmente, se clasificaron ambas zonas de alto valor paisajístico (las identificadas por la población local y por los visitantes) en sectores de alta, media y baja similitud con respecto a la valoración del paisaje realizada por expertos en las zonas de alto valor ecológico. Los sectores que registraron mayor similitud se incorporaron a las Z_{AVE} y se obtuvo así la cartografía integrada de las Zonas de Alto Valor Ecológico-Paisajístico (Z_{AVEP}). El esquema del procedimiento seguido se recoge en la Figura 7.12.

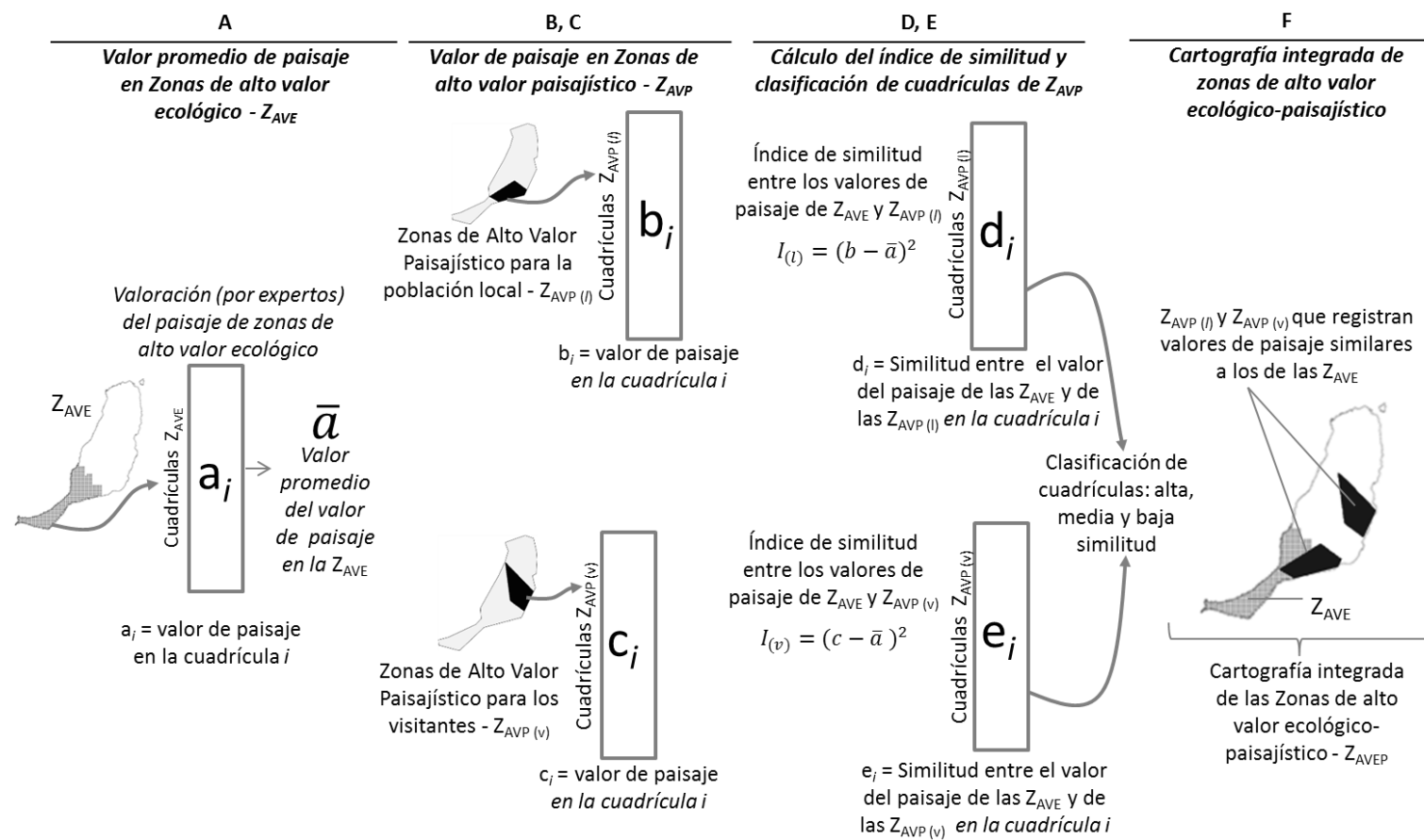


Figura 7.12. Esquema del procedimiento de integración de zonas de Alto Valor Ecológico-Paisajístico (Z_{AVEP}). Se calcularon índices de similitud (D y E) entre el valor promedio del paisaje en zonas de alto valor ecológico - Z_{AVE} - (A) y aquellos valores de paisaje registrados en las unidades espaciales de las zonas de alto valor para la población local- $Z_{AVP(l)}$ - y visitantes - $Z_{AVP(v)}$ - (B y C). En base a los índices calculados se clasificaron las $Z_{AVP(l)}$ y las $Z_{AVP(v)}$ en sectores de paisaje de alta, media y baja similitud con relación a la valoración del paisaje en las zonas de alto valor ecológico. Finalmente los sectores más similares se incorporaron a las Z_{AVE} y se obtuvo la cartografía integrada de las Zonas de Alto Valor Ecológico-Paisajístico.

7.2.4. Delimitación de zonas compatibles con la figura de Parque Nacional

De acuerdo con la Ley 30/2014, de 3 de diciembre, de Parques Nacionales, entre las condiciones elementales que debe reunir el territorio para albergar esta categoría de ENP se destacan:

- Naturalidad: estado de conservación y escaso grado de transformación por la actividad humana;
- Representatividad: en cuanto a la tipología de especies y a características intrínsecas de los sistemas naturales españoles. (Ver Apéndice 7.4);
- Extensión y continuidad territorial: deben tener una superficie continua, no fragmentada y sin estrangulamientos para que sus sistemas evolucionen de forma natural, sin o con la mínima intervención humana. A este respecto se consideran superficies mínimas 5.000 hectáreas en Parques Nacionales terrestres o marítimo-terrestres insulares y 20.000 hectáreas si son peninsulares o bien Parques Nacionales en aguas marinas.

En el procedimiento de valoración de temas ambientales (Apartado 7.2.1.2.1) para la identificación de zonas de alto valor ecológico, los expertos consideraron los requisitos de naturalidad y representatividad de los sistemas naturales característicos de la isla. En esta etapa del estudio, se realizaron los ajustes necesarios al contorno de las zonas de alto valor ecológico-paisajístico-Z_{AVEP}- de modo que estas cumplan en toda su superficie y en cualquier porción de la misma, los requisitos de extensión y continuidad, también exigibles a un Parque Nacional.

Para satisfacer la condición de continuidad se consideraron principalmente, la incidencia de infraestructuras viarias y la distribución de los asentamientos humanos, desestimándose las superficies de las Z_{AVEP} ubicadas a menos de 1 km de estos focos de perturbación externa -aunque la fragmentación de hábitat es un fenómeno que puede ser percibido de diferentes maneras según las especies y la permeabilidad de las barreras, se

acepta que cuanto mayor sea el 'parche', mayor será su riqueza específica y la viabilidad de sus poblaciones (García Fernández 2003)-. Para el cumplimiento del requisito de extensión, se desestimaron además, las subáreas resultantes muy reducidas -con superficies continuas inferiores a 5.000 ha- así como aquellas secciones donde se produjeron estrechamientos excesivos en el contorno del área. Las superficies finalmente obtenidas se consideraron prioritarias e idóneas para el establecimiento del Parque Nacional.

7.3. RESULTADOS

7.3.1. Valoración inicial del paisaje y de sus componentes temáticos. Cartografía resultante

La valoración inicial del paisaje o la estimación del valor ambiental de partida se basó en un análisis de componentes principales (ACP; ver Capítulo 5) que describe las principales tendencias de variación del paisaje de Fuerteventura. Expertos en temas ecológicos y ambientales asignaron valores vinculados a los méritos de conservación de las variables originales utilizadas en el ACP, que se ponderaron en función de sus respectivas contribuciones a la composición del plano de ordenación (suma de sus cosenos cuadrados en los ejes de dicho plano). Los valores finalmente asignados a dichas variables se recogen en la Tabla 7.3.

Tabla 7.3. Valoración por expertos de las variables originales utilizadas en el análisis de ordenación del paisaje. Los valores asignados a las variables originales se ponderaron con las sumas de los cosenos cuadrados de cada variable en los ejes de ordenación (contribución de las variables a la composición del plano) que describen las principales tendencias de variación del paisaje en la isla.

Variables originales	Valor asignado por expertos	Suma de los cosenos cuadrados de las variables en los ejes de ordenación del paisaje	Valor ponderado
Matorrales	5	0,902	4,508
Vegetación escasa (cobertura <10%)	3	0,673	2,019
Cultivos abandonados	4	0,508	2,031
Cinturón halófilo	5	0,443	2,214
Playas, dunas y arenales	6	0,427	2,563
Tierras agrícolas/invernaderos	6	0,322	1,934
Coladas volcánica recientes	6	0,256	1,534
Balsas excavadas en la tierra/presas	3	0,101	0,304
Barrancos con Tamarix, Phoenix, Salix	5	0,041	0,206
Áreas urbanizadas/Infraestructuras	2	0,035	0,070
Canteras, minas	1	0,021	0,021

El valor de paisaje de cada cuadrícula se obtuvo ponderando su importancia individual (dada por la suma de sus respectivos cosenos cuadrados en los ejes de ordenación) con el valor promedio de las variables que mejor describen los cuadrantes a los que están vinculadas (Fig. 7.13; Tabla 7.4). La expresión espacial de la valoración del paisaje de la isla se recoge en la Figura 7.14.

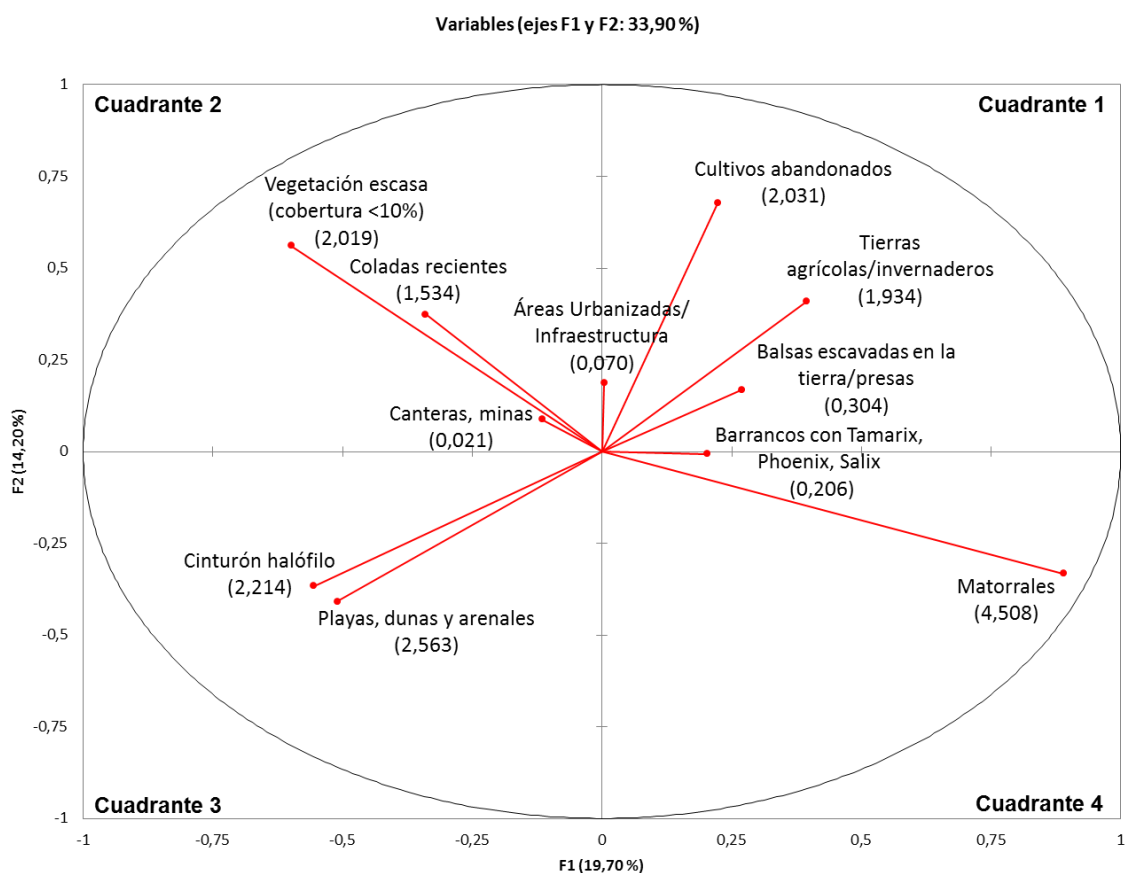


Figura 7.13. Biplot de correlación de variables resultante del ACP que detectó las principales tendencias de variación del paisaje de Fuerteventura. Se indican las variables con más importancia en la caracterización de las cuadrículas vinculadas a cada cuadrante del plano de ordenación y sus respectivas valoraciones.

Tabla 7.4. Valores promedio de las variables descriptoras de los cuadrantes del plano de ordenación del paisaje. Estos valores se ponderaron con los cosenos cuadrados de cada cuadrícula en los ejes de ordenación para la asignación del valor inicial del paisaje en las 1.751 unidades de análisis.

Plano ACP	Principales variables descriptoras del paisaje	Valor promedio
Cuadrante 1	- Cultivos abandonados	0,909
	- Tierras agrícolas/invernaderos	
	- Balsas excavadas en la tierra/presas	
	- Barrancos con Tamarix, Phoenix, Salix	
	- Áreas urbanizadas/Infraestructuras	
Cuadrante 2	- Vegetación escasa (Cobertura<10%)	0,911
	- Coladas recientes	
	- Canteras, minas	
	- Áreas urbanizadas/Infraestructuras	
Cuadrante 3	- Cinturón halófilo	2,388
	- Playas, dunas y arenales	
Cuadrante 4	- Matorrales	2,359
	- Barrancos con Tamarix, Phoenix, Salix	

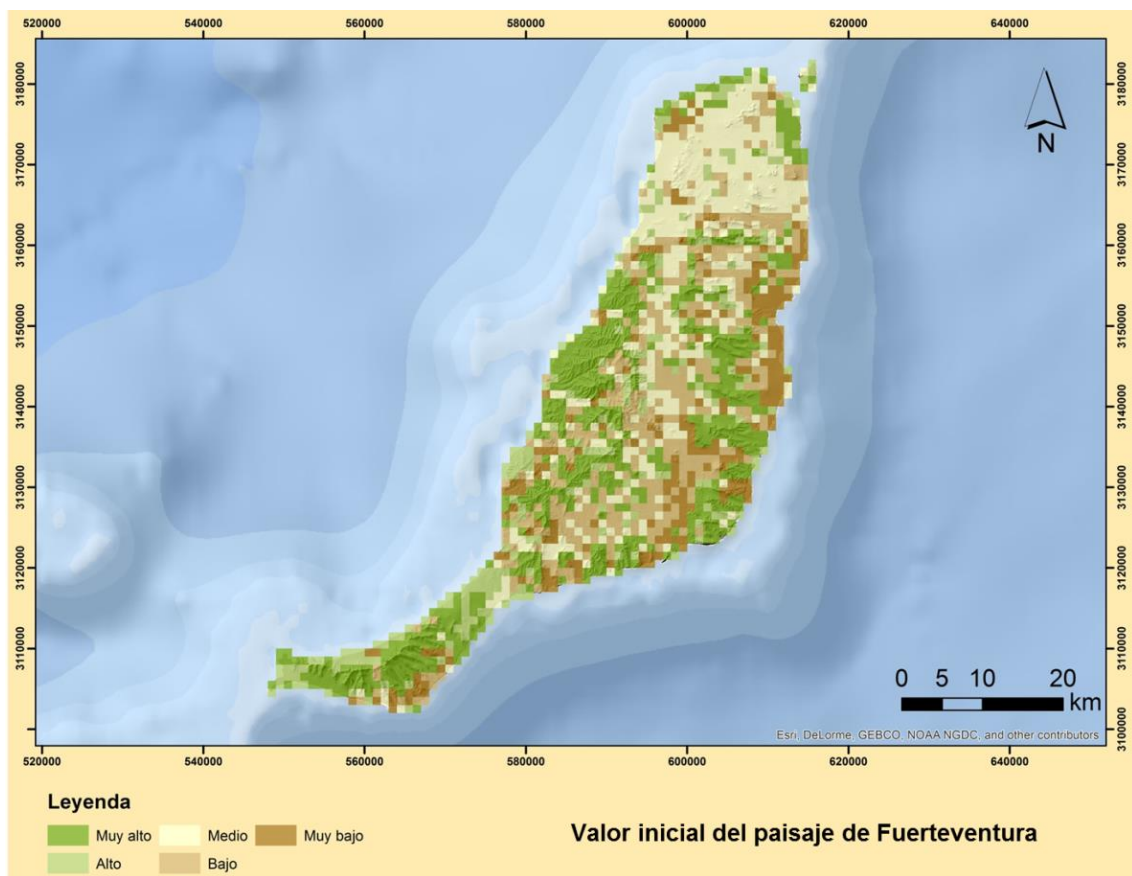


Figura 7.14. Cartografía de la valoración inicial del paisaje de Fuerteventura realizada por expertos.

La valoración de las variables temáticas (componentes ambientales) se realizó según criterios específicos (Apartado 7.2.1.2.1) considerados importantes para la conservación de cada tema. La cartografía resultante se recoge en la Figura 7.15.

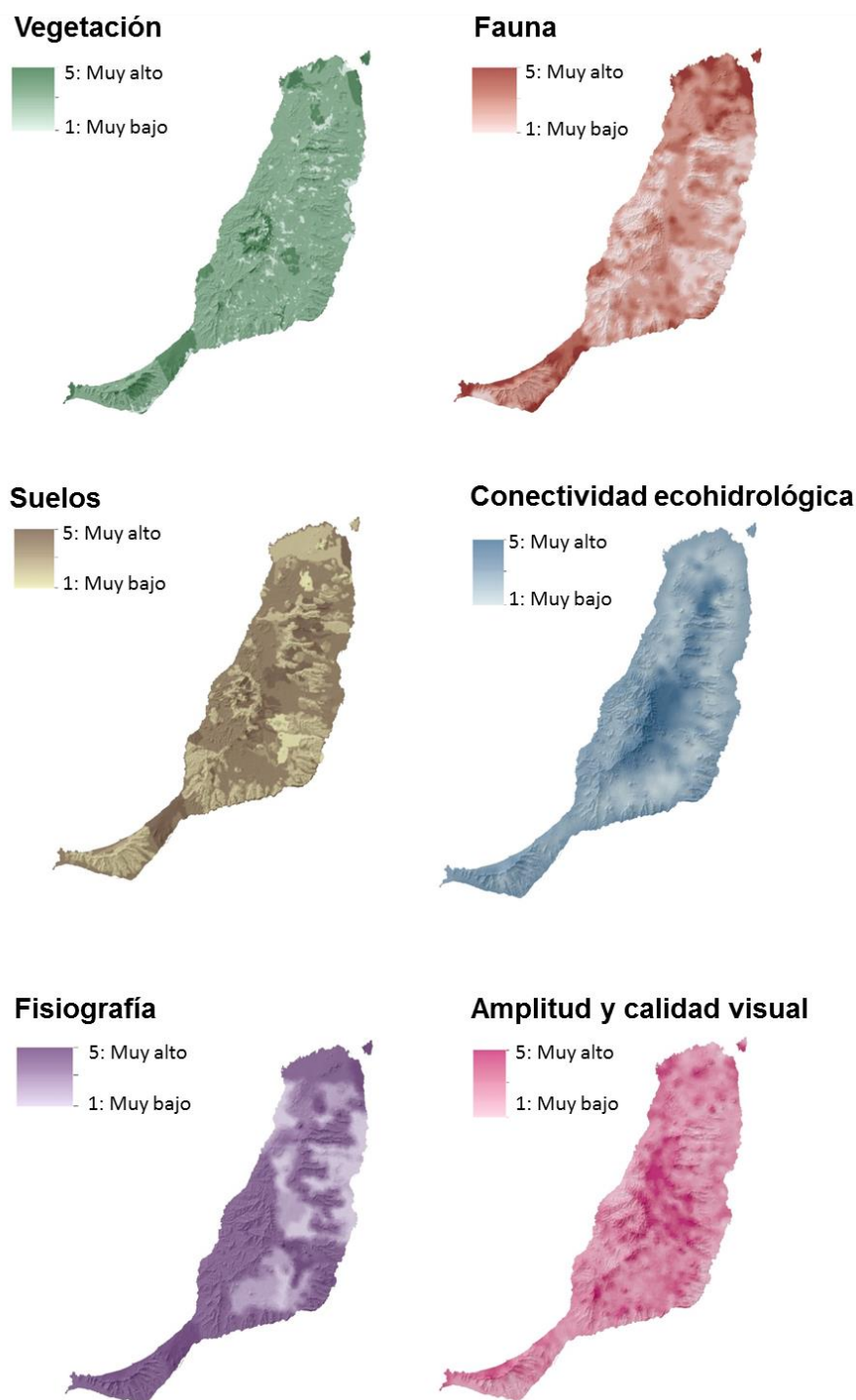


Figura 7.15. Cartografía del valor inicial de las variables temáticas descriptoras de aspectos parciales del paisaje.

7.3.2. Relación entre el valor del paisaje y el de sus componentes temáticos

La Figura 7.16 recoge el modelo cuantitativo que permitió establecer la correspondencia entre el valor inicial del paisaje –valor ambiental de partida– y el de sus componentes temáticos parciales.

$R^2=0,414$

$$\text{Valor inicial del Paisaje (Y}_i\text{)} = -0,373*\text{vegetación}_1 - 0,205*\text{vegetación}_2 - 0,132*\text{vegetación}_3 + 0,056*\text{vegetación}_4 + 0,069*\text{vegetación}_5 - 0,148*\text{fauna}_1 + 0,066*\text{fauna}_4 + 0,041*\text{fauna}_5 - 0,326*\text{suelo}_1 + 0,085*\text{conectividad}_5 - 0,106*\text{fisiografía}_1 - 0,041*\text{fisiografía}_3 + 0,075*\text{fisiografía}_5 - 0,097*\text{amplitud y calidad visual del territorio}_1 - 0,052*\text{amplitud y calidad visual del territorio}_2 + 0,085*\text{amplitud y calidad visual del territorio}_5$$

Figura 7.16. Modelo matemático de dependencia entre el valor del paisaje y el de sus componentes temáticos parciales. La ecuación se calculó mediante regresión múltiple por pasos. La escala de referencia fueron cuadrículas de 1 x 1 km (n= 1.751) y las restricciones del análisis consideran una probabilidad de entrada y de salida de las variables en la ecuación de 0,05 y 0,1, respectivamente. En estas condiciones la función de regresión con una R^2 ajustada de 0.414 y una $P < 0,001$, explica el valor ambiental o el valor del paisaje de la isla en función de dieciséis variables.

El modelo calculado explica el valor del paisaje en función de 16 variables temáticas ($R^2= 0,414$; $p<0.001$): vegetación_1, vegetación_2, vegetación_3, vegetación_4, vegetación_5, fauna_1, fauna_4, fauna_5, suelo_1, conectividad_5, fisiografía_1, fisiografía_3, fisiografía_5, amplitud y calidad visual del territorio_1, amplitud y calidad visual del territorio_2 y amplitud y calidad visual del territorio_5.

Los coeficientes proporcionados por la ecuación permiten identificar la importancia relativa de las variables temáticas para el valor ambiental de la isla. Los signos de estos coeficientes de ponderación, indican que unidades espaciales que registran valores ambientales predominantemente altos, se relacionan positivamente con variables de vegetación, fauna, conectividad ecológica, fisiografía y amplitud y calidad visual que presentan valores igualmente altos. Por otro lado, las variables temáticas clasificadas como de bajo valor para la conservación se hallan asociadas a sectores espaciales de escaso valor ambiental. La Figura 7.17 representa esquemáticamente las correlaciones encontradas.

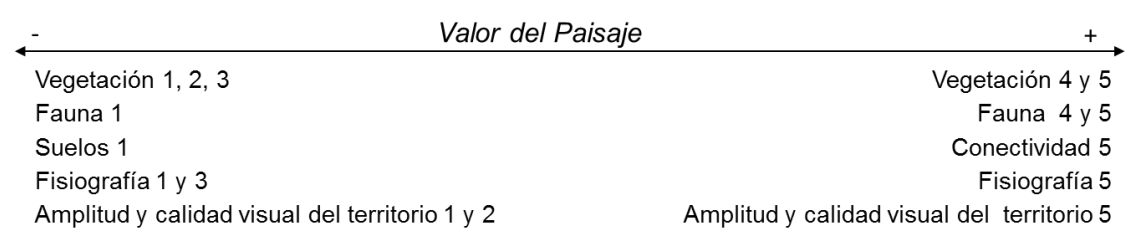


Figura 7.17. Esquema de la correspondencia entre el valor del paisaje (valor ambiental) y el de sus componentes parciales

7.3.3. Escenarios de cambios e impactos ambientales de las hipótesis de uso

El modelo numérico calculado permitió plantear hipótesis de uso del territorio con diferentes grados de incidencia ecológica en el entorno y estimar sus efectos en el paisaje de la isla a escala de cuadrícula. Dichas simulaciones proporcionaron un conjunto de 14 mapas que expresan la respuesta potencial del paisaje (escenarios ambientales) frente a los nuevos usos (Fig. 7.18a-b).

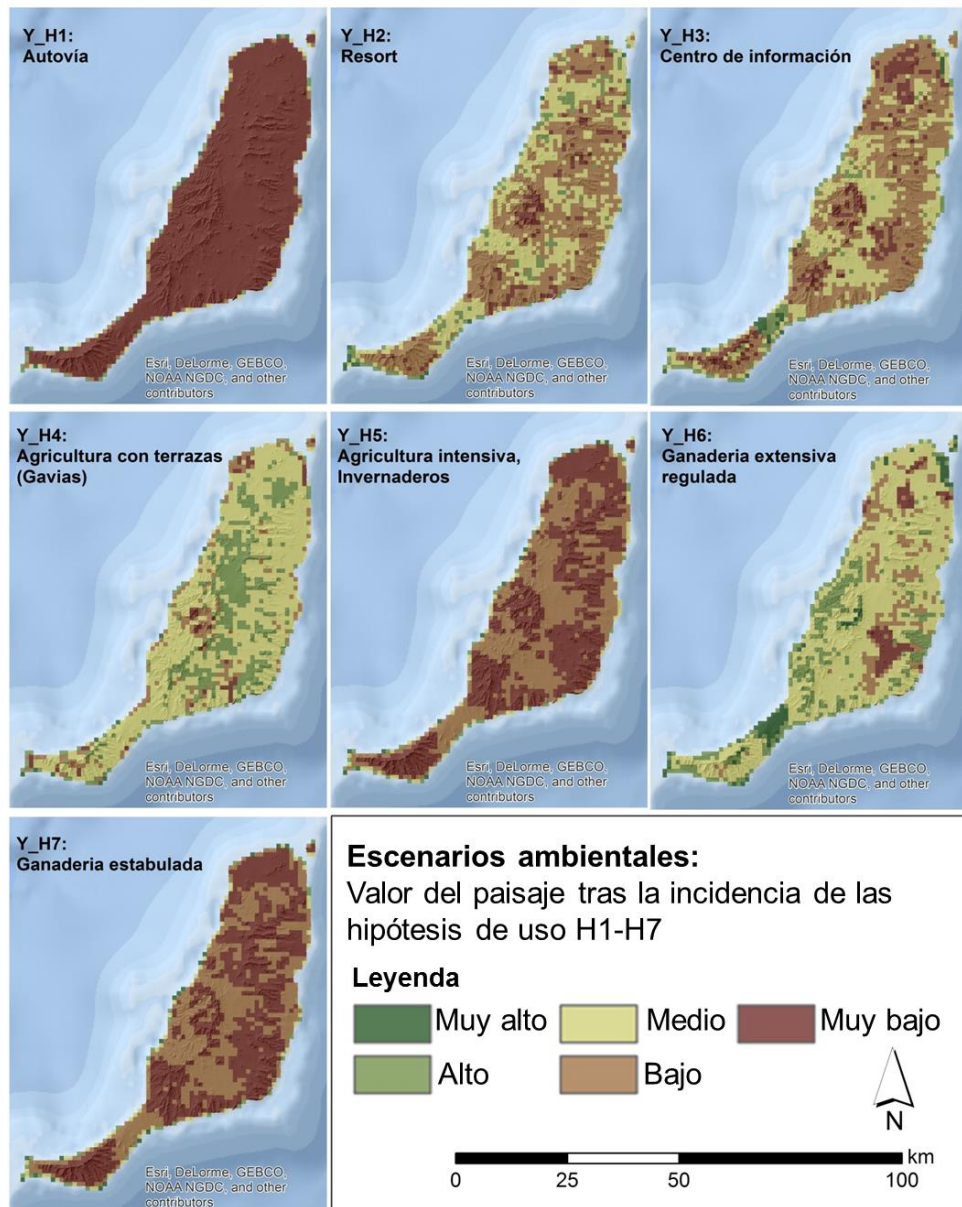


Figura 7.18a. Escenarios ambientales de las hipótesis de uso H1-H7. Los mapas representados expresan el valor tomado por el paisaje en cada cuadrícula tras la incidencia en el territorio de las hipótesis de uso H1-H7.

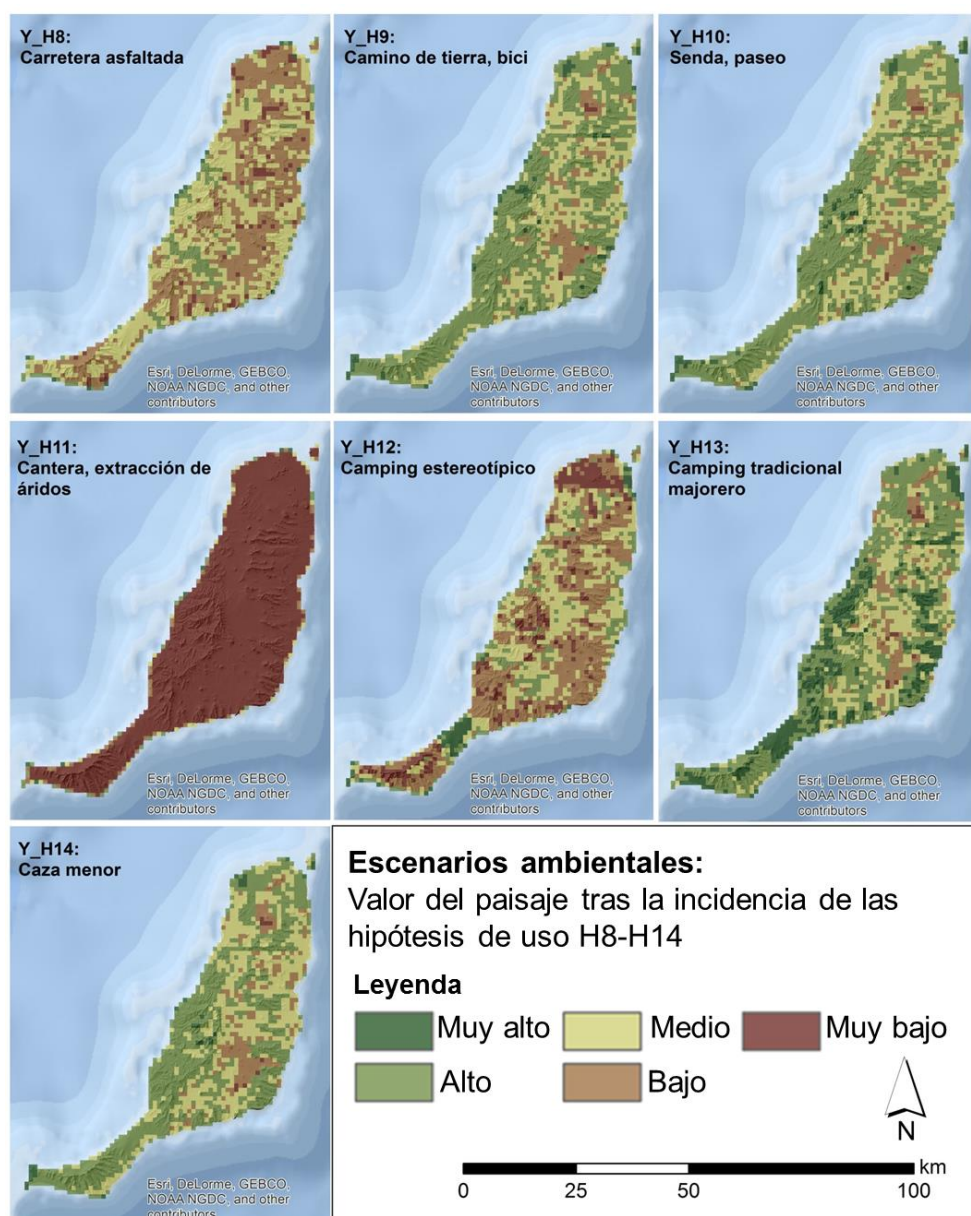


Figura 7.18b. Escenarios ambientales de las hipótesis de uso H8-H14. Los mapas representados expresan el valor tomado por el paisaje en cada cuadrícula tras la incidencia en el territorio de las hipótesis de uso H8-H14.

El impacto ambiental estimado que pueden ocasionar las hipótesis de uso planteadas en este estudio se corresponde a valores derivados de la sinergia ponderada entre afecciones a los componentes temáticos que mejor relación guardan con el valor ambiental de cada unidad espacial de la isla. Estos valores se expresaron espacialmente mediante 14 mapas, diferenciados en cinco clases que señalan la severidad previsible de la perturbación que cada hipótesis de uso ocasionaría de llevarse a cabo en el territorio (Figuras 7.19a-b).

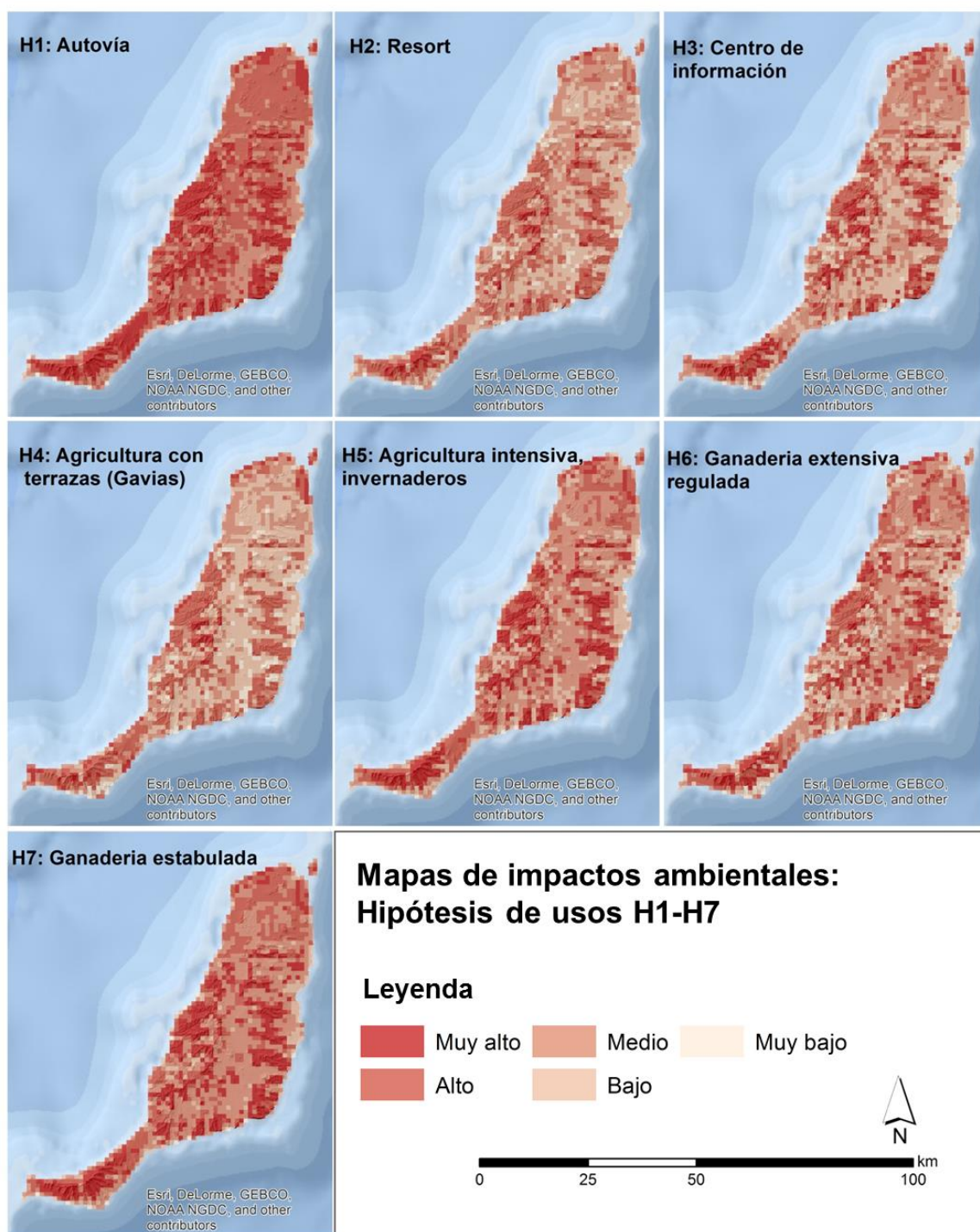


Figura 7.19a. Mapas de impacto ambiental de las hipótesis de usos H1-H7. La magnitud del impacto se calculó mediante álgebra de mapas, como la diferencia entre el valor de paisaje de las cuadrículas de los respectivos escenarios ambientales (H1-H7) y el valor inicial del paisaje (sin presuponer el desarrollo de nuevas actividades) en estas mismas unidades de análisis.

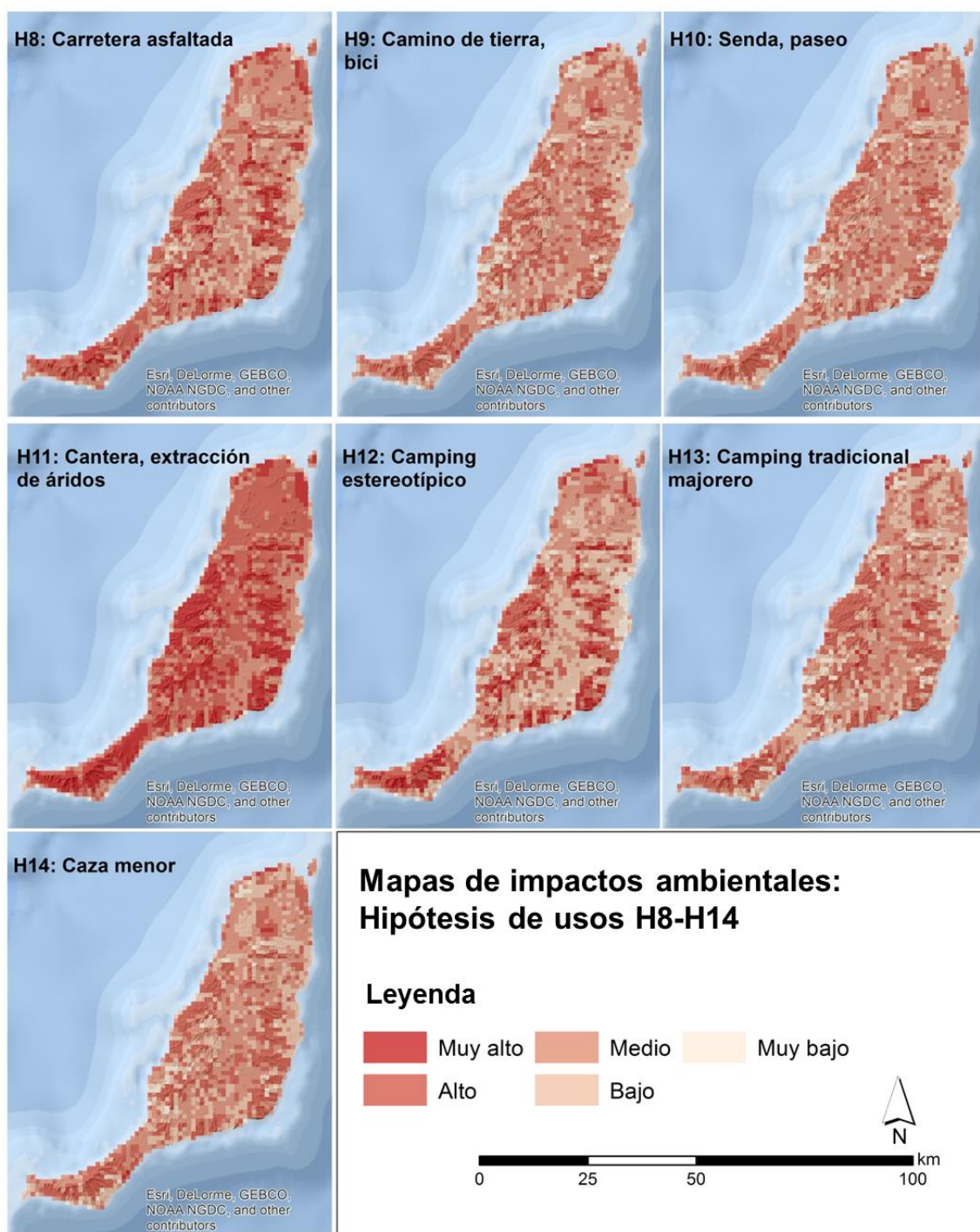


Figura 7.19b. Mapas de impacto ambiental de las hipótesis de usos H8-H14. La magnitud del impacto se calculó mediante álgebra de mapas, como la diferencia entre el valor de paisaje de las cuadrículas de los respectivos escenarios ambientales (H8-H14) y el valor inicial del paisaje (sin presuponer el desarrollo de nuevas actividades) en estas mismas unidades de análisis.

El gradiente de colores utilizado en la representación del impacto ambiental varía del rojo oscuro -perturbaciones severas- al rojo muy claro que pueden llegar a representar alteraciones, incluso positivas en el entorno. En estos casos, las actividades no representarían un coste sino un beneficio

ambiental. Así el conjunto cartográfico producido permite orientar la localización óptima (buscando la minimización de impactos) de cada actividad hipotética y constituye la base para la planificación de actividades en la isla.

7.3.4. Zonificación ecológica por expertos

La propuesta de zonificación de la isla y la identificación de zonas de alto valor ecológico -susceptibles a régimen de protección diferenciado- se basó en la estimación de la capacidad del territorio para acoger conjuntos de actividades con diferentes potenciales de perturbación en el medio.

Las hipótesis de uso consideradas en el estudio se clasificaron en tres tipos en función de la severidad previsible de su impacto en el medio y la compatibilidad de éstas con diferentes figuras de protección de acuerdo con la Tabla 7.5.

Tabla 7.5. Grupos de actividades según la severidad del daño ambiental ocasionado y la compatibilidad con las restricciones vinculadas a distintas figuras de protección.

Actividades	Impacto ambiental	Compatibilidad
<ul style="list-style-type: none"> - Autovía - Resort - Cantera, extracción de árido - Agricultura intensiva, invernaderos - Ganadería estabulada 	Alto	Zona no protegida
<ul style="list-style-type: none"> - Ganadería extensiva regulada (0,2 cabra/ha) - Camping - Camping tradicional mayorero - Caza menor - Agricultura en terrazas (gavias) - Carretera asfaltada 	Medio	Parque natural / Figuras de protección con restricciones moderadas/ zonas periféricas de figuras de protección más restrictivas
<ul style="list-style-type: none"> - Senda (paseo) - Camino de tierra (bicicleta) - Centro de información, mirador, observador astral, aparcamiento 	Bajo	Parque Nacional

La integración de los mapas de impacto ambiental de las actividades de cada grupo antes discriminado, permitió obtener tres mapas que informan sobre la perturbación potencial que provocarían los conjuntos de actividades de llevarse a cabo en el territorio. Estos mapas se clasificaron en tres sectores (según la magnitud del impacto ambiental registrado en sus unidades

espaciales) que se sintetizaron en un mapa único –recogido en la Figura 7.20-, el cual representa la zonificación ecológica de la isla en base a la capacidad del territorio de acoger actividades con distintos grados de afección sobre el medio.

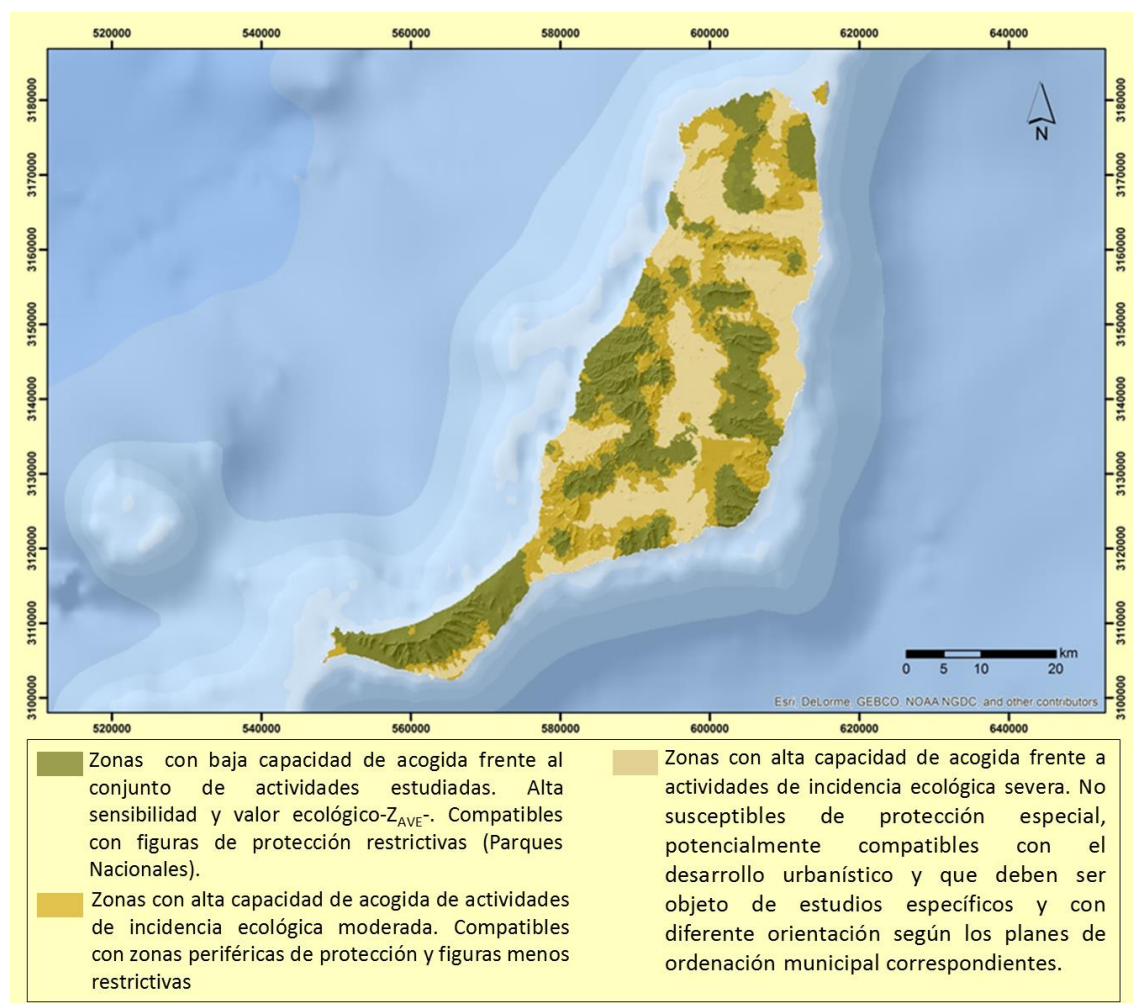


Figura 7.20. Zonificación ecológica realizada por expertos. Los sectores diferenciados informan sobre el potencial de la isla para acoger nuevos usos del suelo, respetando su integridad ecológica y de manera que sus características naturales sufran el menor deterioro posible.

La superficie de 87.811,60 ha, identificada como de alto valor ecológico y elevada sensibilidad frente a las perturbaciones antrópicas (Z_{AVE}) constituyó la referencia espacial prioritaria para la determinación de las ubicaciones idóneas para el establecimiento del Parque Nacional.

7.3.5. Zonificación del paisaje por actores sociales

La zonificación del área de estudio considerando las preferencias de paisaje de sus principales actores sociales proporcionó dos mapas (Fig. 7.21a-

b) que reflejan el grado potencial de satisfacción que pueden encontrar la población local y los visitantes en los recursos paisajísticos de la isla. La valoración de las características del paisaje para la determinación de dichas preferencias se realizó considerando las implicaciones que ésta tendría en la delimitación de un Parque Nacional en la isla, de manera que los sectores espaciales mejor valorados por ambos grupos constituyen una referencia útil para la incorporación de la perspectiva de la población local y de los visitantes en los procedimientos de planificación territorial y de gestión de los recursos naturales de la isla.

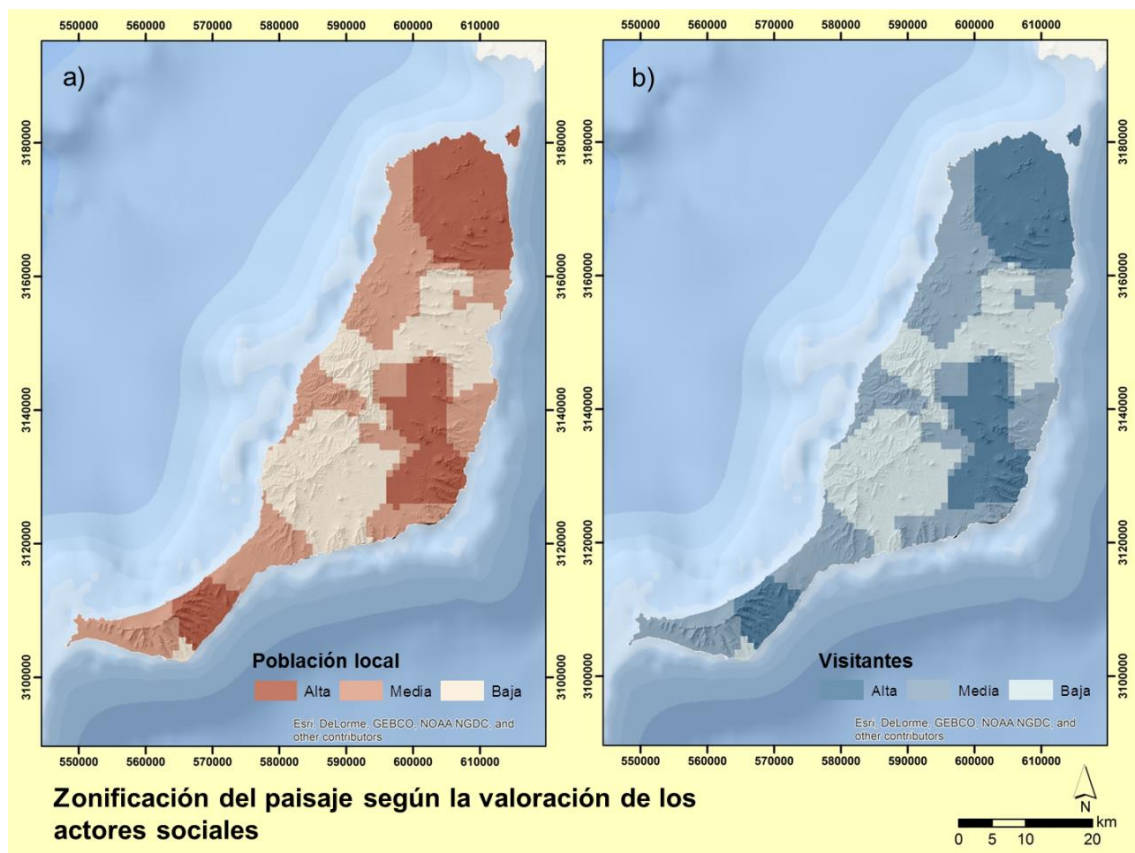


Figura 7.21. Zonificación basada en las preferencias de paisaje de la población local (a) y visitantes (b). Se obtuvo mediante procedimientos numéricos –producto de matrices– que relacionan características del paisaje y la valoración atribuida a estas, por ambos grupos de actores sociales.

No se observaron diferencias patentes entre las preferencias de la población local y las de los visitantes, por lo que se describen de forma conjunta aspectos generales destacables de la fisonomía geomorfológica de las zonas consideradas de alto valor paisajístico (Z_{AVP}) por ambos grupos. En la Figura 7.22 se identifican referidas zonas en imágenes satelitales.

- Zonas de costa: playas y dunas del noreste del municipio de La Oliva, incluyendo el islote de lobos. Playas y dunas de barlovento y sotavento en la península de Jandía, en el municipio de Pájara (Fig. 7.22; B y C).
- Paisajes volcánicos: De los paisajes volcánicos más valorados se destacan en el municipio de La Oliva al norte de la isla, el islote de Lobos, la zonas del Malpaís de la Arena, la montaña Roja y la alineación de Bayuyo (Fig. 7.22; B); esta última es una formación en línea de siete centros de emisión de 135.000 años de antigüedad, con alturas entre 200 y 270 metros y concentrados en 4,5 km (Ruiz y Cabrera 2011). Entre los municipios de Antigua y Tuineje en el centro-este de la isla (Fig. 7.22; D) las formaciones conocidas como Malpaís Grande, los cuchillos de Vigán, Malpais Chico y el valle del Pozo Negro -el único valle de Fuerteventura y de Canarias cuyo fondo está totalmente cubierto por coladas volcánicas recientes, poco alteradas y bien conservadas- (Ruiz y Cabrera 2011). En la península de Jandía, al sur de la isla (Fig. 7.22; C) se destaca como elemento bien valorado el escarpe dónde se alcanzan las mayores cotas de la isla, el pico de la Zarza.
- Llano de Antigua: zona que constituye la llanura central mayorera, una de las áreas más características de Fuerteventura, con disposición meridiana en el sector central de la isla y enmarcada por los relieves del Macizo de Betancuria y de los cuchillos orientales (Fig. 7.22; D).

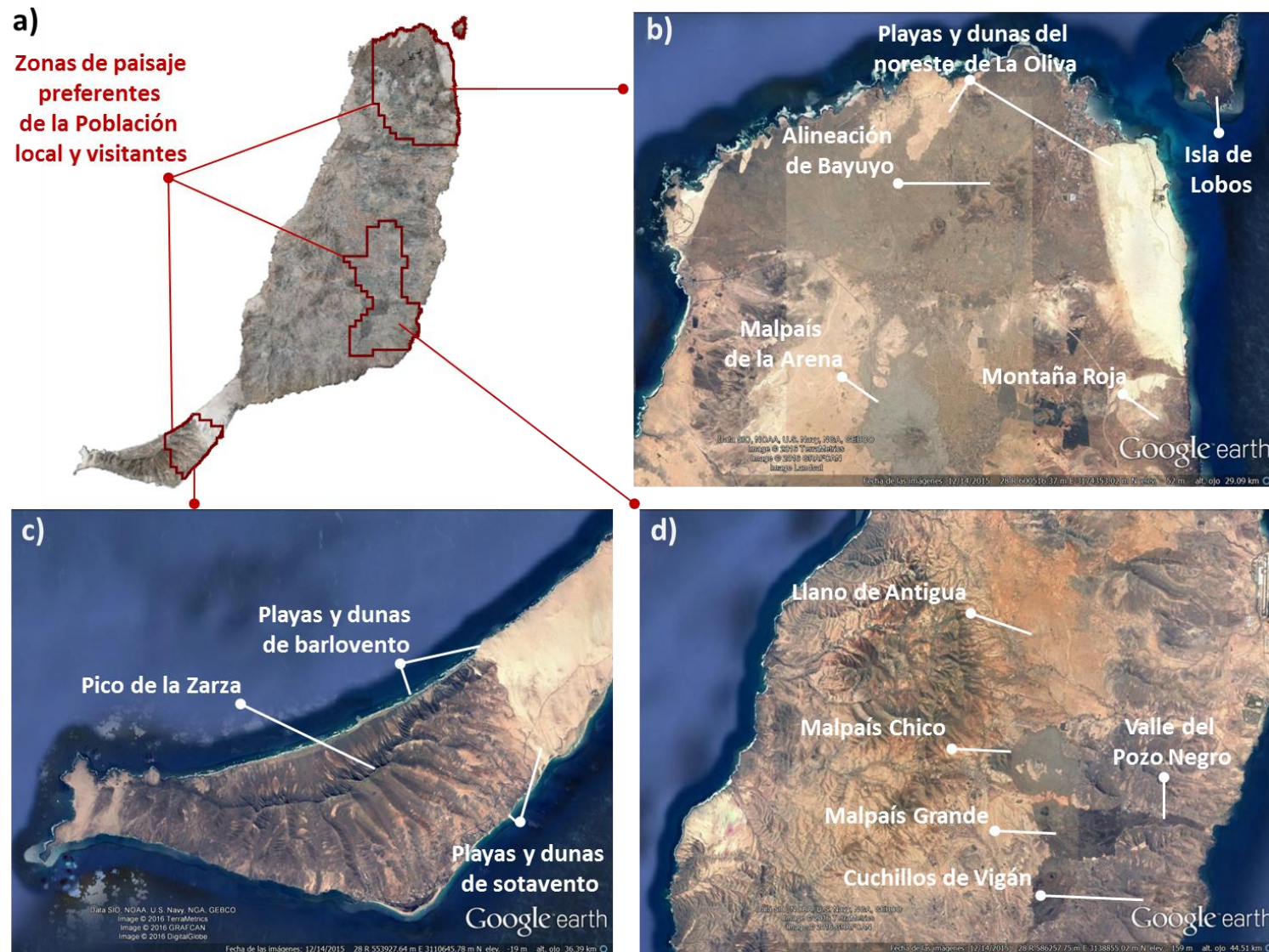


Figura 7.22. Imágenes satelitales y principales hitos geomorfológicos de las zonas de alto valor paisajístico (ZAVP) identificadas por la población local y los visitantes de Fuerteventura.

7.3.6. Zonas de alto valor ecológico-paisajístico: integración de la perspectiva de expertos y actores sociales

Las zonas de alto valor ecológico-paisajístico -Z_{AVEP}- (Fig. 7.23) son el resultado de la integración de las perspectivas de expertos y actores sociales sobre las prioridades de conservación del territorio insular. Se obtuvieron en base a la similitud entre los valores de paisaje de las zonas de alto valor ecológico (Z_{AVE}; identificadas por expertos) y las zonas de alto valor paisajístico (Z_{AVP}; identificadas según las preferencias de la población local y visitantes de la isla).

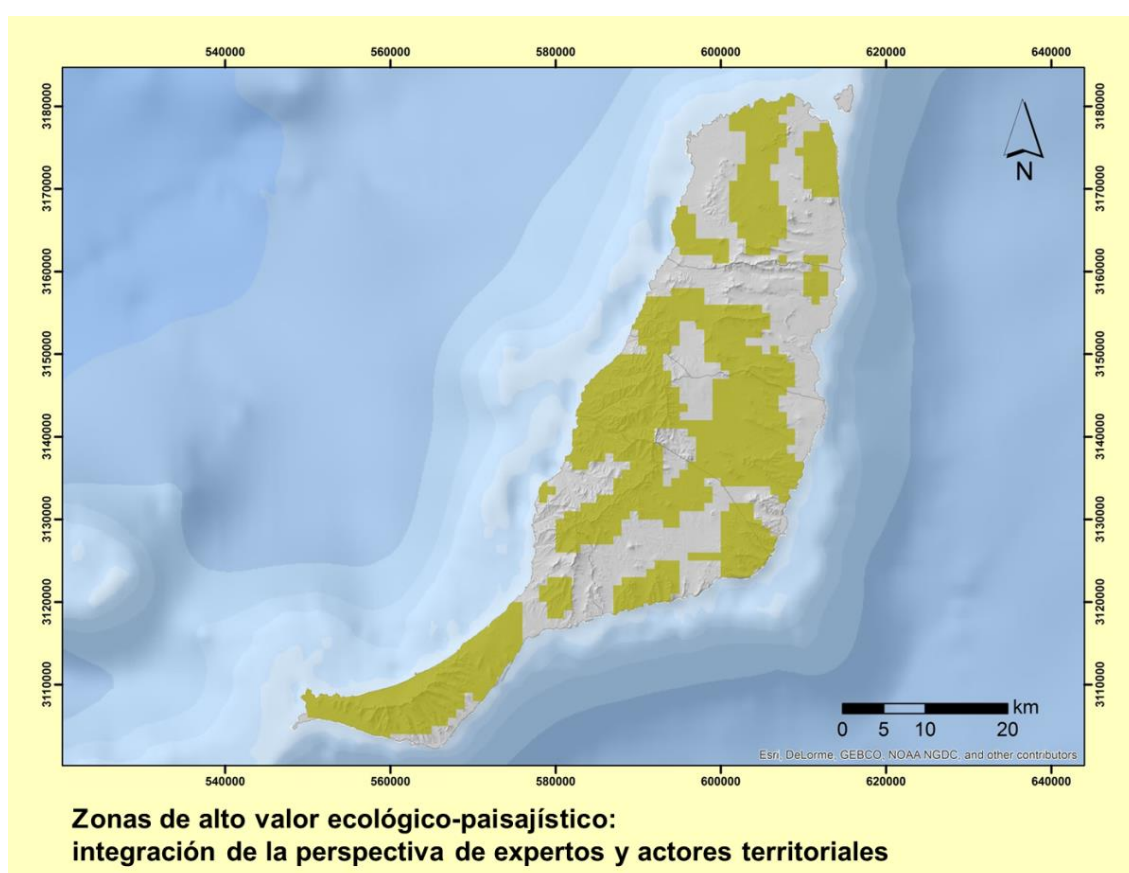


Figura 7.23. Zonas de alto valor ecológico-paisajístico (Z_{AVEP}). Integran las perspectivas de expertos, de la población local y los visitantes de Fuerteventura en el proceso de identificación de prioridades espaciales para el establecimiento un Parque Nacional en la isla.

Los expertos detectaron una amplia superficie (87.811,60 ha) de alto valor ecológico distribuida a lo largo de todo el territorio. Por otro lado, los sectores identificados por la población local y visitantes como de elevado valor paisajístico se concentran en tres zonas concretas de la isla y recubren en su conjunto 13.700,00 ha de la cuales, 8.325,79 ha (un 60,77%) coinciden

especialmente con las Z_{AVE}. Por tanto, la incorporación de la dimensión social a los análisis ecológicos, expandió en 5.374,22 ha la superficie considerada por los expertos como prioritaria para el establecimiento del Parque Nacional. En su totalidad las zonas de alto valor ecológico-paisajístico recubren 93.185,85 ha del área de estudio.

7.3.7. Zonas idóneas para el establecimiento del Parque Nacional

La delimitación final de las zonas prioritarias e idóneas para el establecimiento del Parque Nacional se obtuvo tras los ajustes necesarios en los límites de las zonas de alto valor ecológico-paisajístico -Z_{AVEP}-, para que estas cumpliesen los requisitos de extensión y continuidad exigibles por la figura de Parque Nacional. La continuidad ecológica se obtuvo a partir de la identificación de elementos de fragmentación como ejes viarios y núcleos de población existentes dentro de las Z_{AVEP} y en su entorno próximo (Fig. 7.24).

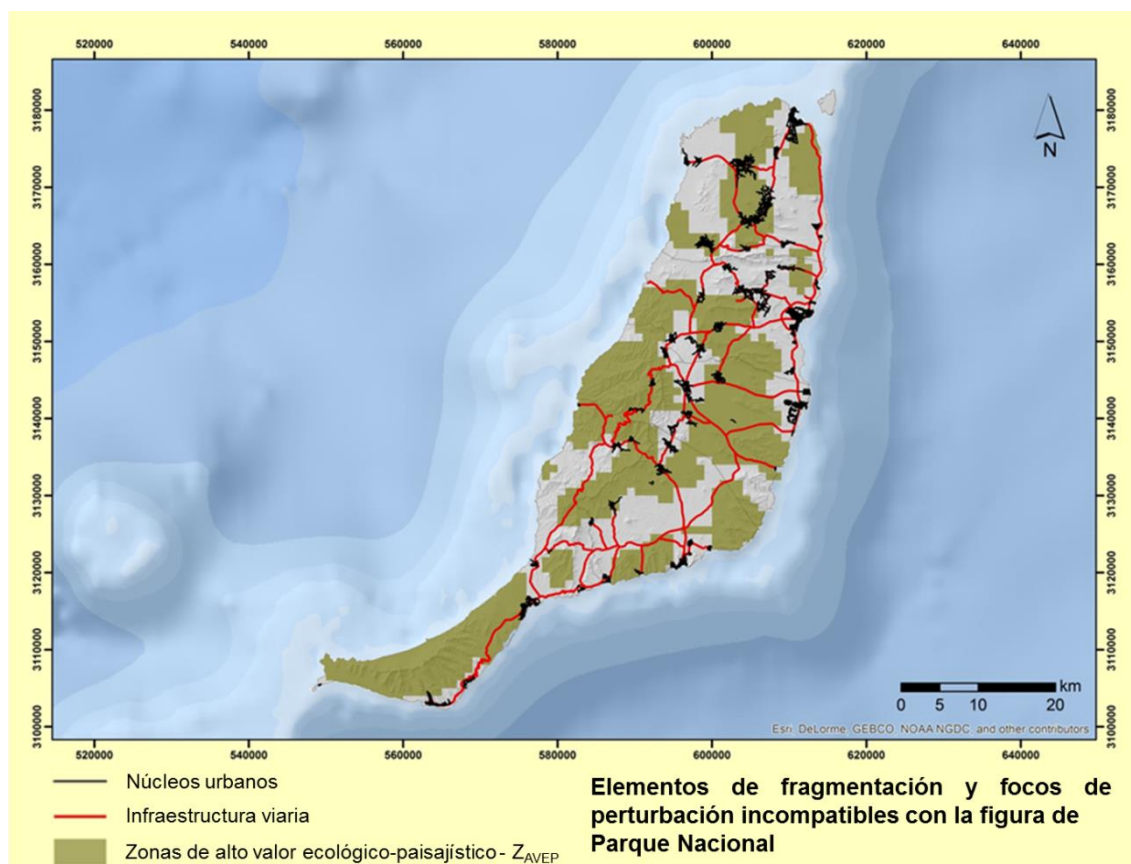


Figura 7.24. Elementos de fragmentación y focos de perturbación incompatibles con la figura de Parque Nacional considerados en los ajustes de los límites de las Z_{AVEP} para su adecuación a los criterios de continuidad y extensión.

De la superficie resultante tras la desestimación de los sectores comprometidos por los elementos de fragmentación, se excluyeron aquellas porciones donde se producían estrangulamientos acentuados que daban lugar a incertidumbres sobre las condiciones de conexión, así como aquellos sectores con superficie continua inferior a 5.000 ha, de manera que cumpla con el criterio de extensión estipulado por la legislación vigente para Parques Nacionales terrestres insulares. Las dos superficies finalmente obtenidas se consideraron idóneas para el establecimiento del Parque (Fig. 7.25): La zona ubicada en el municipio de Pájara, en el extremo meridional de la isla, tiene un área de 11.980,73 ha y recubre la mayor parte de la península de Jandía que ofrece un paisaje de gran singularidad y tiene destacables aptitudes para representar tres de los sistemas naturales considerados prioritarios para la protección por la red española de Parques Nacionales i) “Tabaibales-cardonales y otras formaciones termo-macaronésicas”, ii) “Costas, acantilados, dunas y depósitos litorales” y, iii) “Zonas desérticas costeras y del interior”. La zona presenta un nivel relativamente alto de naturalidad aunque también tiene dentro de su perímetro superficies modeladas por usos tradicionales.

La zona ubicada en el municipio de Betancuria, en la parte centro-occidental de Fuerteventura, ocupa un área de 5.499,06 ha y tiene potencial para resguardar dos de los referidos sistemas naturales: i) “Sistemas naturales singulares de origen volcánico” y ii) “Zonas desérticas costeras y del interior”. Esta zona presenta características ecológicas de gran interés para la conservación que coexisten con actividades agrícolas y ganaderas tradicionales conformando un paisaje ecológico-cultural de gran excepcionalidad. También es destacable en esta zona su singularidad geológica, dada especialmente por afloramientos de materiales del complejo basal con edad superior a los 20 millones de años.



Figura 7.25. Zonas prioritarias e idóneas para el establecimiento del Parque Nacional de Zonas Áridas de Fuerteventura. El procedimiento empleado en la determinación de las ubicaciones integra la perspectiva de expertos, de la población local y de los visitantes de la isla.

7.4. Discusión

La identificación de zonas prioritarias para el establecimiento de ENPS es un tema ampliamente debatido en la literatura (Fung et al. 2016; May-Collado et al. 2016; Tantipisanuh et al. 2016; Zhang et al. 2016; Kullberg et al. 2015; Loyola et al. 2013; Teh et al. 2013; Peralvo et al. 2007; Razola et al. 2006). La evolución del concepto y la ampliación de los objetivos de estos espacios (Du et al. 2015; Becerra y Bravo 2008), sumado a los altos costes de conservación de grandes superficies y a la limitación de recursos, hacen compleja la tarea de definir “qué” se debe proteger y requiere la optimización de los métodos de determinación de las prioridades espaciales para la conservación, de manera que se maximicen los beneficios ambientales, sociales y económicos de los ENPs (Razola et al. 2006; Ceballos et al. 2005; Margules y Pressey 2000).

En este capítulo se intenta dar respuesta a estas necesidades, considerando e integrando las perspectivas de expertos de las ciencias ambientales, de la población local y de visitantes de Fuerteventura, con el objetivo de identificar las zonas prioritarias para el establecimiento de un Parque Nacional de zonas áridas en la isla.

El procedimiento de zonificación se llevó a cabo en cuatro etapas: i) Zonificación ecológica según expertos), ii) Evaluación del paisaje por actores sociales, iii) Integración de zonas de alto valor ecológico-paisajístico y, iv) Delimitación de zonas compatibles con la figura de Parque Nacional.

i) Zonificación ecológica

El procedimiento utilizado en la valoración inicial del paisaje contribuye a moderar la subjetividad inherente a la asignación directa de valores a las variables originales¹⁷, corrigiendo de manera objetiva la valoración realizada por los expertos mediante factores de ponderación obtenidos a partir de un análisis numérico integrado. Éste asigna a cada variable su importancia en comparación con las demás e informa sobre la contribución de cada unidad de análisis espacial (cuadrícula) en la configuración de los ejes de ordenación del paisaje (Greenacre 2010; McGarigal et al. 2000; Legendre y Legendre 1998; Montalvo et al. 1993).

La función que formaliza la relación entre el valor del paisaje y el de sus componentes parciales es un modelo matemático sencillo que informa, de manera integrada y dinámica, sobre las contribuciones relativas de una serie de variables estructurales y funcionales (de naturaleza biológica, edafológica, ecohidrológica, fisiográfica, etc.) en el valor global del paisaje (denominado en este modelo calidad del paisaje). El modelo constituye una herramienta útil para comprender el funcionamiento del paisaje y simular escenarios que ayudan a evaluar la respuesta de éste a diferentes actuaciones en el territorio.

Los paisajes, como sistemas complejos, tienen comportamientos inestables, son difíciles de predecir y en su configuración interfieren diferentes factores que pueden llevar a resultados inesperados (Jäger et al. 2009).

¹⁷ Aquellas variables utilizadas en el análisis de ordenación del paisaje

Algunos enfoques de modelización más complejos que combinan modelos socioeconómicos y biofísicos producen simulaciones precisas pero, en general, poco manejables y demasiado difíciles de implementar o entender para ser utilizados de manera factible por los tomadores de decisiones (Jørgensen y Bendoricchio 2001; Murray 2001). Por otro lado, enfoques más sencillos, que permiten considerar una gama más amplia de escenarios, pueden ser más eficaces y proporcionar mayor confianza (Sang y Ode Sang 2015; Murray 2001).

Si el ajuste de la función calculada es bueno, la representación espacial de escenarios basados en modelos sencillos, permite explorar futuros posibles para diferentes actuaciones y facilita el tanteo de resultados que podrían obtenerse si cambiaran los supuestos planteados (Sang y Ode Sang 2015; Jäger et al. 2009; Schmitz et al. 2004). Más que un recurso para conocer con total exactitud los efectos que tendrán las actuaciones sobre el territorio, los escenarios calculados son un dispositivo de análisis, que ofrece medios para considerar posibles implicaciones de acciones sobre el paisaje, explorar resultados alternativos de manejo y afianzar la toma de decisiones, pudiendo contribuir de manera eficaz a la evaluación ambiental y planificación territorial (Sang y Ode Sang 2015; Couclelis 2005; Steinitz et al. 2003).

Los impactos ambientales potenciales de las actividades planteadas se obtuvieron de manera objetiva (dentro de los límites impuestos por procedimientos de estimación basados en una escala comparativa determinada por expertos) y no constituyen una mera suma de impactos parciales de componentes ambientales, sino que son el resultado de la interacción ponderada entre los costes o beneficios de las actividades planteadas en cada uno de los temas y procesos considerados. El procedimiento proporciona una buena estimación de la compatibilidad entre cada una de las actividades planteadas y el conjunto de características ecológicas del territorio (Ruiz-Labourdette et al. 2010; Hernández et al. 2007; Pineda 2004). El diagnóstico de la capacidad de acogida (y la consecuente identificación de las zonas de alto valor ecológico- Z_{AVE}) en base a los impactos ambientales así calculados, constituye instrumentos útiles para orientar las políticas de protección y

planificación ambiental, ayudando a establecer una escala de prioridades para determinar la idoneidad del territorio para diferentes usos.

ii) Evaluación del paisaje por actores sociales

La utilización de aproximaciones participativas en la toma de decisiones en un área protegida ha sido ampliamente reconocida como una estrategia potente para alcanzar los objetivos de conservación (Blicharska et al. 2016; Cent et al. 2014; Young et al. 2013; Andrade y Rhodes 2012; Reed 2008). Conocer la oferta natural del territorio y las preferencias de sus usuarios puede ser una referencia que vincule la gestión del uso humano con la conservación de los ENPs y, con base a esta referencia, se puede plantear una gestión sensata de los recursos que considere los requerimientos de los visitantes y de la población local, de manera que se pueda enriquecer la calidad de la experiencia de los primeros en consonancia con el desarrollo económico de los segundos (McNicol 2016; De Aranzabal 2004).

En este sentido, los mapas resultantes de las valoraciones del paisaje realizadas por los visitantes y por la población local ayudan a comprender la oferta ambiental desde el punto de vista de los usuarios del territorio y son instrumentos útiles de apoyo a la planificación y gestión de los ENPs. La cartografía de valoración realizada puede complementar la información de las consultas de los procesos de participación popular para la declaración de un área protegida y contribuir a minimizar conflictos con las poblaciones que viven en el entorno de estas áreas, directamente afectadas por los cambios y restricciones de uso del suelo vinculados a las diferentes figuras de protección (McNicol 2016; Andrade y Rhodes 2012). Estos mapas también pueden contribuir a la autofinanciación de los ENPs, ya que la valoración realizada por los visitantes se puede interpretar como el potencial del territorio para atraer el público interesado en el turismo basado en la naturaleza, actividad determinante en la sostenibilidad económica de estas áreas (Leung et al. 2015; Dharmaratne et al. 2000).

iii) Integración de zonas de alto valor ecológico-paisajístico

El procedimiento utilizado en la integración de las zonas de alto valor ecológico-paisajístico-Z_{AVEP} prioriza las superficies de alta relevancia y sensibilidad ecológica para la declaración del Parque Nacional y agrega a éstas los sectores espaciales comunes, considerados de elevado valor paisajístico tanto para expertos como para los usuarios del territorio. Estas zonas reflejan la perspectiva integrada de ambos grupos sociales sobre la relevancia ecológica y la calidad paisajística de la isla y señalan las superficies prioritarias para la conservación de forma coherente con la normativa establecida en la Ley 30/2014 de Parques Nacionales, que alienta la participación de la sociedad en las tareas de planificación de dichas figuras de protección, sin perder de vista que los intereses de conservación son el objetivo primordial del establecimiento de estas áreas.

La superficie de alta relevancia ecológica, identificada por el equipo de expertos, coincide en cierta medida con las zonas de alto valor paisajístico detectadas por los actores sociales, sin embargo difieren en algunos puntos clave, como es el caso del macizo de Betancuria, localizado en el sector centro-occidental de la isla. Se trata de un enclave singular de considerable importancia ecológica, dónde se compatibilizan usos tradicionales con valores naturales y que fue considerado por los usuarios del territorio como de valor paisajístico medio-bajo.

La visión compartida de la población local y visitante sobre el valor del paisaje, en su mayor parte orientada a zonas dónde el turismo tiene su máxima expresión -La Oliva (Corralejo), Antigua (Alrededores de la Caleta de Fuste) y Pájara (Costa Calma)-, y la baja valoración por parte de la población local del paisaje de Betancuria -caracterizado, en gran medida, por el desarrollo de actividades tradicionales - puede señalar una pérdida de identidad territorial provocada por el turismo de sol y playa, por otra parte generador de riqueza y gran motor económico de la isla (Rodríguez 2015; Fernández 2008) que resalta los aspectos vinculados a los sistemas costeros como los principales valores naturales de Fuerteventura (Darias y Rodríguez 2012). Esta hipótesis puede ser un interesante objeto de futuros estudios antropológicos.

iv) *Delimitación de zonas compatibles con la figura de Parque Nacional.*

Las zonas identificadas como adecuadas para la declaración del Parque Nacional son superficies bien conservadas, con extensiones idóneas para el mantenimiento de los procesos ecológicos, de alta sensibilidad y que reúnen atributos del territorio expresamente contemplados en la definición de Parque Nacional, como la singularidad de la flora, fauna y de formaciones geomorfológicas (Ley 30/2014 de 3 de diciembre) y aspectos de alta relevancia en ambientes áridos, como la conectividad ecohidrológica (Miller et al. 2012; Wang et al. 2012a; D'Odorico y Porporato 2006).

La zona ubicada en la península de Jandía alberga las cumbres de Fuerteventura. Estas montañas son uno de los lugares más ricos en términos de flora, resguardan vegetación relictas de Monteverde (Del Arco et al. 2003) y albergan la mayoría de las especies endémicas de la isla como es el caso de *Euphorbia handiensis*, *Argyranthemum winteri*, *Visnea mocanera*, *Onopordon nogalesii* o *Echium handiense*, todas ellas con registro en el Atlas y Libro Rojo de la Flora Vascular Amenazada de España (Bañares et al. 2004). En su zona más llana alberga una magnífica muestra de “jable”¹⁸, donde habita y se reproduce la hubara canaria (*Chlamydotis undulata fuertaventurae*) (Martín y Lorenzo 2001), una especie protegida que se encuentra catalogada como en peligro de extinción en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

Además de la importancia ecológica de esta zona a escala local, reafirmada por la gran coincidencia espacial con el parque natural de Jandía, este área tiene relevancia a nivel europeo para la conservación de las especies y hábitats más valiosos y amenazados. Prácticamente la totalidad de la superficie delimitada como compatible con Parque Nacional, está incluida en la Red Natura 2000, ya sea como Zona de Especial Conservación (ZEC) (Decreto 174/2009, B.O.C. Nº 7 del 12 de febrero de 2010) o como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) (Directiva 2009/147 CEE).

La otra zona considerada idónea para la declaración del Parque Nacional se trata de un enclave singular de alto valor geo-ecológico. Engloba

¹⁸ Depósitos de arenas calcáreas de origen marino, transportadas por el viento desde las costas hacia el interior del territorio, que originan sistemas dunares o delgados recubrimientos sobre el sustrato (Ruiz y Cabrera 2011).

gran parte del macizo de Betancuria, el cual constituye uno de los más importantes afloramientos del Complejo Basal¹⁹ de Canarias y representa el período de construcción más antiguo del archipiélago, con un elevado valor científico y paisajístico (Gobierno de Canarias 2009). La geomorfología de la zona presenta, además, otros elementos singulares, como una densa red de diques y lomas y barrancos de un color rojizo-anaranjado muy característicos (Ruiz y Cabrera 2011), en los que la vegetación y la fauna se destacan por la presencia de endemismos y de especies amenazadas y protegidas (Gobierno de Canarias 2009). En su casi totalidad, el área delimitada está clasificada como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA de la Red Natura 2000) y además, coincide con la superficie menos alterada del Parque Rural de Betancuria, dónde se compatibilizan usos tradicionales con valores naturales, lo que pone de relieve los aspectos culturales propios del territorio.

Pese a las similitudes de la idoneidad ecológica de las dos superficies identificadas como compatibles con la figura de Parque Nacional, la diferencia en la percepción del paisaje de ambas zonas por los usuarios del territorio es un punto a tener en cuenta en la toma de decisiones sobre la ubicación definitiva para el establecimiento del Parque Nacional. En este sentido, la zona situada en el municipio de Pájara, al sur de la isla cobra ventaja frente a la zona de Betancuria. La percepción por los distintos actores sociales del paisaje de la península de Jandía como el más atractivo, consolida los méritos de este área para ser declarada bajo dicha figura de protección y pone de relieve su importancia para la impulsión de un turismo basado en la naturaleza y más compatible con la filosofía de la sostenibilidad (Boley y Green 2016; Folmer et al. 2013; Córdoba 2012; Lindsey et al. 2007) como una alternativa al turismo de sol y playa, actualmente predominante en la isla.

7.5. Conclusiones

El enfoque clásico utilizado para la identificación de áreas prioritarias para el establecimiento de ENPs se basa en la valoración por especialistas de

¹⁹ El término Complejo Basal define a un imbricado conjunto de formaciones sedimentarias, formaciones volcánicas submarinas y formaciones plutónicas que conforma el basamento del bloque insular y que aflora en superficie en el Macizo de Betancuria, donde alcanza cotas superiores a los 700 metros de altitud sobre el nivel del mar (Martínez 2013)

las ciencias ambientales y en la posterior selección de las áreas con características más relevantes para la conservación de la biodiversidad.

En esta investigación los estudios desarrollados para el establecimiento de un Parque Nacional de zonas áridas en la isla Fuerteventura, se basan también en el planteamiento clásico, sin embargo incorporan métodos numéricos que incrementan su objetividad y promueven la participación de la población local y de los visitantes de la isla en la planificación territorial. El procedimiento metodológico seguido para la identificación de áreas prioritarias para el establecimiento del Parque, constituye un instrumento de referencia útil para orientar y optimizar el diseño de áreas protegidas. Por un lado, resalta la importancia de componentes estructurales y procesos ecológicos clave que favorecen el mantenimiento del funcionamiento de los ecosistemas y por otro, permite la integración de los usuarios del territorio en las decisiones de gestión de los recursos naturales, considerando sus percepciones y preferencias.

La implicación de las comunidades locales en el diseño del Parque facilita la implicación individual y posibilita una planificación territorial consensuada con la población, lo que puede contribuir a moderar posibles conflictos de interés y facilitar la consecución de los objetivos de conservación. La inclusión de la perspectiva de los visitantes en este proceso ayuda además, a identificar la “oferta turística” potencial del territorio. La conservación de la calidad de dicha oferta contribuye al logro de los objetivos relacionados con el uso y disfrute del ENP por parte de la sociedad y potencia el incremento de los ingresos derivados del turismo, reforzando así la autofinanciación del área y la impulsión del desarrollo socioeconómico de las comunidades locales. La participación directa y efectiva, como la aquí ensayada, de los actores sociales afectados por la declaración de un ENP debería ser parte esencial de cualquier política de conservación, especialmente en aquellas áreas de alto valor ecológico sometidas a una gran demanda de uso y servicios por la sociedad.

Los escenarios ambientales planteados son un recurso idóneo para estimar los efectos de diferentes hipótesis de uso, sobre la calidad del paisaje. Permiten cuantificar la magnitud de los impactos potenciales de las actuaciones, explorar la vulnerabilidad ecológica del territorio y las consecuencias de las posibles acciones de manejo, proporcionando a los

tomadores de decisiones valiosa información que permite el diseño de estrategias de conservación y de desarrollo, mediante la potenciación, reubicación o eliminación de actividades en puntos concretos del territorio según los costes y beneficios ambientales que éstas suponen.

8. CONCLUSIONES GENERALES

8.1. Marco conceptual de los Espacios Naturales Protegidos

La perspectiva adoptada para el desarrollo de esta Tesis es consistente con el nuevo paradigma de los ENPs y la idea de Parque Nacional. Las ubicaciones identificadas como prioritarias para este Parque se adecuan a las exigencias y condicionantes que el territorio debe cumplir para la declaración de esta figura de protección.

La evolución conceptual de los ENPs ha llevado a que en la actualidad sus objetivos trasciendan las cuestiones relacionadas a la conservación de la biodiversidad como idea central y abarquen un amplio conjunto de dimensiones científicas, culturales, educativas, recreativas y de desarrollo socioeconómico, sobre todo de las poblaciones locales. Su planificación y gestión deben ser cuidadosamente consensuadas con la sociedad. El método desarrollado para determinar las ubicaciones prioritarias para establecer el Parque Nacional de Fuerteventura considera estos aspectos, contempla la salvaguarda de la diversidad biológica e incorpora la participación ciudadana en la planificación de este espacio, como parte esencial de la sostenibilidad.

8.2. Procedimientos desarrollados

La consideración de los gradientes ambientales es innovadora y pertinente para la zonificación ecológica de ambientes áridos con paisajes notablemente homogéneos.

El método de zonificación y cartografía ecológica de Fuerteventura aborda las interacciones entre la estructura del paisaje y los procesos ecológicos con la perspectiva de gradientes ambientales y permite deducir un conjunto de indicadores clave, de alta capacidad descriptiva, útiles para explicar la variabilidad ecológica del territorio y para la zonificación de un área en la que las decisiones sobre delimitación espacial son difíciles debido a la falta de límites claros entre sectores que podrían identificarse en el paisaje. La variabilidad ecológica descrita mediante gradientes facilita una zonificación objetiva y la planificación de los usos del suelo.

El método de cartografía ecológica seguido es innovador, sintético e integrado y permite expresar la variabilidad ecológica espacial.

El procedimiento, basado en análisis vectorial, integra los dos principales gradientes de variación del paisaje detectados en la isla, por medio de un análisis multivariante de ordenación, permite hacer una cartografía unificada, captura la direccionalidad de distintos grupos de unidades espaciales (cuadrículas georreferenciadas) proyectadas en el espacio ecológico definido por el plano de variación del paisaje y los relaciona con segmentos específicos de las tendencias que configuran ese plano. Estas tendencias aparecen caracterizadas por variables indicadoras de las unidades de paisaje de la isla.

La conectividad ecohidrológica caracteriza de forma integrada el funcionamiento esencial de un paisaje árido, aportando las perspectivas cíclica y direccional del agua. Esto supone un procedimiento actualizado y un enfoque útil y necesario en la planificación ambiental del territorio y el diseño de ENPs, particularmente en ambientes áridos.

La conexión que ofrecen los procesos físicos y bióticos del paisaje ligados al ciclo del agua resulta clave para explicar la 'integridad' de ecosistemas de ambientes áridos. La disponibilidad hídrica y su posibilidad de uso por las plantas determinan las potencialidades de uso y gestión, de manera que la alteración de las interacciones implicadas repercute en la desertificación. El método desarrollado permite contemplar interacciones entre procesos hidrológicos y biogeoquímicos, expresa su dinámica como conectividad ecohidrológica y es un factor indicador de la funcionalidad ecológica del paisaje.

Tal como se ha llevado a cabo, el diagnóstico de la capacidad de acogida frente a escenarios derivados de usos hipotéticos del suelo es un procedimiento novedoso e idóneo para orientar las políticas de protección y ordenación del territorio.

El método de determinación de la capacidad de acogida de Fuerteventura se basa en un modelo cuantitativo de ajuste entre el paisaje y sus determinantes ambientales subyacentes (abióticos, biológicos, socioeconómicos y culturales). Mediante este método puede disponerse de coeficientes que caracterizan la reacción de cada componente temático del

paisaje ante cada hipótesis de uso planteada, permitiendo conocer las respuestas (escenarios ambientales) y su magnitud (impacto ambiental), como resultado de una integración ponderada de los impactos temáticos parciales. Los resultados se han utilizado para cartografiar la capacidad de acogida del territorio de forma objetiva, optimizando la estimación de la compatibilidad entre nuevos usos del suelo y características ecológicas del territorio.

La evaluación del paisaje constituye un marco pertinente para incorporar a los actores sociales en los procesos de toma de decisiones en ENPs.

La participación ciudadana, ampliamente reconocida como vía para alcanzar los objetivos de conservación de los ENPs, ayuda a evitar conflictos socio-ecológicos en los territorios donde se establezcan estos espacios. La investigación aquí desarrollada ha incorporado de forma complementaria a la evaluación ecológica, realizada con la participación de expertos), la evaluación realizada con participación de la población local y visitantes. Esta última se ha basado en la relación entre las características del paisaje y las preferencias de los diferentes actores sociales. El procedimiento permite obtener mapas que expresan espacialmente, la valoración del paisaje por ambos grupos. Esto ayuda a integrar los actores sociales en la toma efectiva de decisiones, favorece una planificación más inclusiva y contribuye a una mayor gobernanza. La cartografía resultante de la evaluación realizada con participación de los visitantes puede interpretarse como la 'oferta' o potencial del territorio para el turismo basado en la naturaleza, una actividad esencial para la sostenibilidad de los ENPs y el desarrollo de las comunidades locales.

En su conjunto, los procedimientos desarrollados son un instrumento de referencia novedoso y útil para el diseño participativo de ENPs y para optimizar la planificación integrada del territorio. Aunque desarrollados en un territorio de marcada aridez, estos procedimientos son adaptables a otros ambientes.

9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abello RP, Bernaldez FG (1986) Landscape preference and personality. *Landscape and Urban Planning* 13 (0):19-28. doi:10.1016/0169-2046(86)90004-6
- Abuamoud I, Alrousan RM, Bader MA (2015) Impacts of ecotourism in Jordan: Wadi Rum. *European Journal of Social Sciences* 50 (1):119-129
- Adams WM, Hutton J (2007) People, parks and poverty: political ecology and biodiversity conservation. *Conservation & Society* 5 (2):147-183
- Adeel Z, Safriel U, Niemeijer D, White R (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Desertification Synthesis A Report of the Millennium Ecosystem Assessment*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Alcorn J (2010) *Indigenous peoples and conservation*. Conservation White Papers Series. MacArthur Foundation, Chicago
- Alcorn JB (1993) Indigenous peoples and conservation. *Conservation Biology* 7 (2):424-426
- Álvarez MP (2010) Evaluación de la capacidad de carga. Una herramienta para el manejo y la conservación de los sitios patrimoniales. *Canto Rodado Revista especializada en patrimonio* 5:213-240
- Allen TFH, Hoekstra TW (1992) *Toward a unified ecology*. Columbia University Press, New York, New York, USA
- Andrade GSM, Rhodes JR (2012) Protected areas and local communities: An inevitable partnership toward successful conservation strategies? *Ecology and Society* 17 (4):14. doi:10.5751/ES-05216-170414
- Andrew ME, Wulder MA, Coops NC (2011) How do butterflies define ecosystems? A comparison of ecological regionalization schemes. *Biological Conservation* 144 (5):1409-1418. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.01.010
- Antequera PD (2005) El Clima. En: Delgado OR (ed) *Patrimonio natural de la isla de Fuerteventura*. Cabildo de Fuerteventura, Gobierno de Canarias, CCPC, Fuerteventura, Spain, pp 81-89
- Antonson H, Mårdh S, Wiklund M, Blomqvist G (2009) Effect of surrounding landscape on driving behaviour: a driving simulator study. *Journal of Environmental Psychology* 29 (4):493-502. doi:10.1016/j.jenvp.2009.03.005
- Antrop M (2005) Why landscapes of the past are important for the future. *Landscape and Urban Planning* 70 (1-2):21-34. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.002
- Aoki Y (1999) Review article: trends in the study of the psychological evaluation of landscape. *Landscape Research* 24 (1):85-94
- Aranibar JN, Otter L, Macko SA, Feral CJW, Epstein HE, Dowty PR, Eckardt F, Shugart HH, Swap RJ (2004) Nitrogen cycling in the soil-plant system along a precipitation gradient in the Kalahari sands. *Global Change Biology* 10 (3):359-373. doi:10.1111/j.1365-2486.2003.00698.x
- Arredondo-García MC, García-Gastelum, Fermán-Almada BJL, Seingier G, Ramírez-Acevedo JC Coastal tourism environmental planning: case study from San Quintin, B.C, Mexico. In: *12th Biennial Coastal Zone Conference*, Cleveland, OH, 15-19 junio 2001. p 5
- Artigas RC, Pérez BR, Gómez JLM (2014) *Biogeografía de Sistemas Litorales. Dinámica y Conservación*. Vicerrectorado de Investigación de la

Universidad de Sevilla. Grupo de Geografía Física de la AGE, Sevilla-España

- Atkinson D (2016) Is South Africa's Great Karoo region becoming a tourism destination? *Journal of Arid Environments* 127:199-210. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.12.006
- Austin A, Yahdjian L, Stark J, Belnap J, Porporato A, Norton U, Ravetta D, Schaeffer S (2004) Water pulses and biogeochemical cycles in arid and semiarid ecosystems. *Oecologia* 141 (2):221-235. doi:10.1007/s00442-004-1519-1
- Austin MP (1985) Continuum concept, ordination methods, and niche theory. *Annual Review of Ecology and Systematics* 16:39-61
- Austin MP (1999) The potential contribution of vegetation ecology to biodiversity research. *Ecography* 22 (5):465-484
- Austin MP (2002) Case studies of the use of environmental gradients in vegetation and fauna modeling: theory and practice in Australia and New Zealand. En: Scott M, Heglund P, Morrison M et al. (eds) *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Island Press, pp 73-82. doi:citeulike-article-id:2879173
- Austin MP, Smith TM (1989) A new model for the continuum concept. *Vegetatio* 83:35-47. doi:10.1007/BF00031679
- Bailey R (1983) Delineation of ecosystem regions. *Environmental Management* 7 (4):365-373. doi:10.1007/BF01866919
- Bailey RG (1985) The factor of scale in ecosystem mapping. *Environmental Management* 9 (4):271-276
- Bailey RG (1988) Problems with using overlay mapping for planning and their implications for geographic information systems. *Environmental Management* 12 (1):11-17. doi:10.1007/BF01867373
- Bailey RG (2004) Identifying ecoregion boundaries. *Environmental Management* 34 (1):S14-S26. doi:10.1007/s00267-003-0163-6
- Bailey RG (ed) (2009a) *Ecosystem geography: from ecoregions to sites*. 2 edn. Springer, New York
- Bailey RG (2009b) The question of boundary criteria. En: *Ecosystem geography: from ecoregions to sites*. Springer New York, pp 29-40. doi:10.1007/978-0-387-89516-1_3
- Baker J, Bitariho R, Gordon-Maclean A, Kasoma P, Roe D, Sheil D, Twinamatsiko M, Tumushabe G, Heist MV, Weiland M (2013) Linking Protected Area conservation with poverty alleviation in Uganda: Integrated conservation and development at Bwindi impenetrable National Park. En: Smith JB (ed) *National Parks: sustainable development, conservation strategies and environmental impacts*. Nova Publishers, New York, pp 47-103
- Balmford A, Beresford J, Green J, Naidoo R, Walpole M, Manica A (2009) A global perspective on trends in nature-based tourism. *PLoS Biology* 7 (6):e1000144. doi:10.1371/journal.pbio.1000144
- Balmford A, Green JMH, Anderson M, Beresford J, Huang C, Naidoo R, Walpole M, Manica A (2015) Walk on the Wild Side: Estimating the Global Magnitude of Visits to Protected Areas. *PLoS Biology* 13 (2):e1002074. doi:10.1371/journal.pbio.1002074

- Ban NC, Mills M, Tam J, Chan KMA (2013) A social–ecological approach to conservation planning: Embedding social considerations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11 (194–202)
- Band LE, Hwang T, Hales TC, Vose J, Ford C (2012) Ecosystem processes at the watershed scale: Mapping and modeling ecohydrological controls of landslides. *Geomorphology* 137 (1):159-167. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.06.025
- Bañares Á, Blanca G, Güemes J, Moreno JC, Ortiz S (eds) (2004) *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España* Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid
- Bardgett RD, van der Putten WH (2014) Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 515 (7528):505-511. doi:10.1038/nature13855
- Baronio AM, Vianco AM Análisis exploratorio: ACP interpretación de resultados. In: *XXIX Jornadas de la Asociación de Matemática de Facultades de Ciencias Económicas y Afines*, Santa Rosa, La Pampa, 2014. Facultad de Ciencias Económicas y Jurídicas - Universidad Nacional de La Pampa, p 178
- Bastian O, Stein C, Lupp G, Behrens J, Renner C, Grunewald K (2015) The appreciation of nature and landscape by tourism service providers and visitors in the Ore Mountains (Germany). *Landscape Online* 41:1-23
- Baudry J (2003) Agricultura, paisaje y conectividad. En: García Mora MR (ed) *Conectividad ambiental: las áreas protegidas en la cuenca mediterránea*. Junta de Andalucía, Sevilla, pp 71-82
- Beaumont J (1997) Community participation in the establishment and management of marine protected areas: a review of selected international experience. *South African Journal of Marine Science* 18 (1):333-340. doi:10.2989/025776197784161009
- Becerra AT, Bravo XL (2008) Los espacios naturales protegidos. Concepto, evolución y situación actual en España. *M+A Revista Electrónica de Medioambiente* 5:1-25
- Beeco J, Hallo JC, Brownlee MTJ (2014) GPS Visitor Tracking and Recreation Suitability Mapping: Tools for understanding and managing visitor use. *Landscape and Urban Planning* 127:136-145. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.04.002
- Belnap J, Welter JR, Grimm NB, Barger N, Ludwig JA (2005) Linkages between microbial and hydrologic processes in arid and semiarid watersheds. *Ecology* 86 (2):298-307. doi:10.1890/03-0567
- Bennett NJ, Dearden P (2014) Why local people do not support conservation: Community perceptions of marine protected area livelihood impacts, governance and management in Thailand. *Marine Policy* 44:107-116. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.08.017
- Bentz J, Lopes F, Calado H, Dearden P (2016) Sustaining marine wildlife tourism through linking Limits of Acceptable Change and zoning in the Wildlife Tourism Model. *Marine Policy* 68:100-107. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2016.02.016
- Bernáldez FG (1981) *Ecología y paisaje*. Blume, Madrid
- Bernáldez FG (1985) *Invitación a la ecología humana. La adaptación afectiva al entorno*. Tecnos, Madrid

- Bernáldez FG (2011) *Ecología y paisaje; Invitación a la ecología humana: la adaptación afectiva al entorno*. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez para los Espacios Naturales, Madrid, España
- Bhark EW, Small EE (2003) Association between plant canopies and the spatial patterns of infiltration in shrubland and grassland of the Chihuahuan desert, New Mexico. *Ecosystems* 6 (2):0185-0196. doi:10.1007/s10021-002-0210-9
- Bisigato AJ, Laphitz RML (2009) Ecohydrological effects of grazing-induced degradation in the Patagonian Monte, Argentina. *Austral Ecology* 34 (5):545-557. doi:10.1111/j.1442-9993.2009.01958.x
- Blicharska M, Orlikowska EH, Roberge J-M, Grodzinska-Jurczak M (2016) Contribution of social science to large scale biodiversity conservation: A review of research about the Natura 2000 network. *Biological Conservation* 199:110-122. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.007
- Bocco G, Mendoza M, Priego Á, Burgos A (2010) *La cartografía de los sistemas naturales como base geográfica para la planeación territorial. Una revisión de la bibliografía*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Calzada de San Lorenzo, México
- Boley BB, Green GT (2016) Ecotourism and natural resource conservation: the 'potential' for a sustainable symbiotic relationship. *Journal of Ecotourism* 15 (1):36-50. doi:DOI:10.1080/14724049.2015.1094080
- Bonkougou EG (2001) *Biodiversity in the drylands: Challenges and opportunities for conservation and sustainable use*. Challenge Paper. The Global Drylands Partnership. CIDA UNSO UNDP/GEF IIED IUCN WWF NEF Nairobi, Kenya
- Bons PD, Dougherty-Page J, Elburg MA (2001) Stepwise accumulation and ascent of magmas. *Journal of Metamorphic Geology* 19 (5):627-633. doi:10.1046/j.0263-4929.2001.00334.x
- Booth JE, Gaston KJ, Armsworth. PR (2010) Who benefits from recreational use of protected areas? . *Ecology and Society* 15 (3):19 [online] URL: http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss13/art19/
- Borrie WT, Roggenbuck JW (1998) Describing the wilderness experience at Juniper Prairie Wilderness using experience sampling methods. En: Kulhavy DL, Legg MH (eds) *Wilderness and Natural Areas in Eastern North America: Research, Management and Planning*. Stephen F. Austin State University, Arthur Temple College of Forestry, Center for Applied Studies, Nacogdoches, TX, pp 165-172
- Bray JR, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27 (4):326-349. doi:10.2307/1942268
- Bridges LM, Crompton AE, Schaefer JA (2007) Landscapes as gradients: the spatial structure of terrestrial ecosystem components in southern Ontario, Canada. *Ecological Complexity* 4 (1-2):34-41. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2006.05.001
- Brito JC, Godinho R, Martínez-Freiría F, Pleguezuelos JM, Rebelo H, Santos X, Vale CG, Velo-Antón G, Boratyński Z, Carvalho SB, Ferreira S, Gonçalves DV, Silva TL, Tarroso P, Campos JC, Leite JV, Nogueira J,

- Álvares F, Sillero N, Sow AS, Fahd S, Crochet P-A, Carranza S (2014) Unravelling biodiversity, evolution and threats to conservation in the Sahara-Sahel. *Biological Reviews* 89 (1):215-231. doi:10.1111/brv.12049
- Bronson J, Noble B (2006) Measuring the effectiveness of parks Canada's environmental management system: A case study of Riding Mountain national park. *Canadian Geographer* 50 (1):101-113
- Brown GG, Reed P (2009) Public participation GIS: A new method for use in national forest planning. *Forest Science* 55 (2):166-182
- Brown MT, Ulgiati S (2001) Emergy measures of carrying capacity to evaluate economic investments. *Population and Environment* 22 (5):471-501
- Bryan B (2006) Synergistic techniques for better understanding and classifying the environmental structure of landscapes. *Environmental Management* 37 (1):126-140. doi:10.1007/s00267-004-0058-1
- Buckley R, Sommer M (2001) *Tourism and protected areas: Partnerships in principle and practice*. CRC for Sustainable Tourism, Gold Coast, Queensland
- Buckley RC (2010) *Conservation tourism*. CAB International., Wallingford, UK
- Buijs A, Pedrolí B, Luginbühl Y (2006) From hiking through farmland to farming in a leisure landscape: changing social perceptions of the european landscape. *Landscape Ecology* 21 (3):375-389. doi:10.1007/s10980-005-5223-2
- Buisson E, Dutoit T (2006) Creation of the natural reserve of La Crau: Implications for the creation and management of protected areas. *Journal of Environmental Management* 80 (4):318-326. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.013
- Bunce RGH, Barr CJ, Clarke RT, Howard DC, Lane AMJ (1996) Land classification for strategic ecological survey. *Journal of Environmental Management* 47 (1):37-60. doi:10.1006/jema.1996.0034
- Bunce RGH, Pérez-Soba M, Beaufoy G (2004) Application of the DPSIR (Driving forces, Pressures, State, Impact, Response) framework for the identification of the habitats depending upon transhumance. En: Bunce RGH, Pérez-Soba M, Jongman RHG, Gomes Sal A, Herzog F, Austad I (eds) *Transhumance and biodiversity in european mountains*. vol 1. Alterra / IALE, Wageningen, The Netherlands, pp 285-302
- Bunce RGH, Pérez-Soba M, Elbersen BS, Prados MJ, Andersen E, Bell M, Smeets PJAM (2001) *Examples of European agri-environment schemes and livestock systems and their influence on Spanish cultural landscapes : proceedings of a European workshop, 13-15 July 2000, Soto del Real*. Alterra, Wageningen
- Burrough PA, McDonnell RA (1998) *Principles of geographical information systems*. Oxford University Press, Oxford
- Burt TP, Pinay G (2005) Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. *Progress in Physical Geography* 29 (3):297-316. doi:10.1191/0309133305pp450ra
- Bushell R, McCool SF (2007) Tourism as a tool for conservation and support of protected areas: setting the agenda. En: Bushell R, Eagles PFJ (eds) *Tourism and protected areas: benefits beyond boundaries*. CABI, Oxon, UK, pp 12-26. doi:10.1079/9780851990224.0012
- Cabello J, Fernández N, Alcaraz-Segura D, Oyonarte C, Piñeiro G, Altesor A, Delibes M, Paruelo J (2012) The ecosystem functioning dimension in

- conservation: insights from remote sensing. *Biodiversity and Conservation* 21 (13):3287-3305
- Cabral NR, Mota TL (2010) Geoconservação em áreas protegidas: o caso do geopark Araripe – CE. Brazil. *Natureza & Conservação* 8 (2):184-186.
- Cabrera JMT (2007) La desertificación de Fuerteventura. http://www.rinconesdelatlantico.com/num4/09_fuerteventura.html
Accessed 21/10/16
- Caicco SL, Scott JM, Butterfield B, Csuti B (1995) A gap analysis of the management status of the vegetation of Idaho (U.S.A.)
- Un análisis de intervalo sobre el estado del manejo de la vegetación de Idaho. *Conservation Biology* 9 (3):498-511. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09030498.x
- Calvet-Mir L, Maestre-Andrés S, Molina JL, van den Bergh J (2015) Participation in protected areas: a social network case study in Catalonia, Spain. *Ecology and Society* 20 (4). doi:10.5751/ES-07989-200445
- Camporeale C, Perona P, Ridolfi L (2006) Hydrological and geomorphological significance of riparian vegetation in drylands. En: D'Odorico P, Porporato A (eds) *Dryland Ecohydrology*. Springer, Netherlands, pp 161-179. doi:10.1007/1-4020-4260-4_10
- Campos AG, Arocha YC Reserva de Biosfera de Fuerteventura: una alternativa al modelo turístico tradicional. In: *CONAMA - Congreso Nacional del Medio Ambiente*, Madrid, 2010.
- Carracedo JC, Torrado FJP, Cabrera JM (2005) La Gea: análisis de una isla en estado post-erosivo de desarrollo. En: Delgado OR (ed) *Patrimonio natural de la isla de Fuerteventura*. Cabildo de Fuerteventura, Gobierno de Canarias, CCPC, Fuerteventura, Spain, pp 27-44
- Carrete M, Serrano D, Illera JC, López G, Vögeli M, Delgado A, Tella JL (2009) Goats, birds, and emergent diseases: apparent and hidden effects of exotic species in an island environment. *Ecological Applications* 19 (4):840-853
- Casado-Arzuaga I, Madariaga I, Onaindia M (2013) Perception, demand and user contribution to ecosystem services in the Bilbao Metropolitan Greenbelt. *Journal of Environmental Management* 129:33
- Cash DW, Adger W, Berkes F, Garden P, Lebel L, Olsson P, Pritchard L, Young O (2006) Scale and cross-scale dynamics: Governance and information in a multilevel world. *Ecology and Society* 11 (2):8 (online)
- Caylor KK, D'Odorico P, Rodriguez-Iturbe I (2006) On the ecohydrology of structurally heterogeneous semiarid landscapes. *Water Resources Research* 42 (7):n/a-n/a. doi:10.1029/2005WR004683
- CBD (2008) *Protected areas in today's world: their values and benefits for the welfare of the planet*, vol 36. Technical Series Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal
- CBD (2015) *Tourism supporting biodiversity: A manual on applying the CBD guidelines on biodiversity and tourism development*. Montreal, Montreal
- Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM (2015) Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1 (5). doi:10.1126/sciadv.1400253
- Ceballos G, Ehrlich PR, Soberón J, Salazar I, Fay JP (2005) Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309:603-607

- Cent J, Grodzińska-Jurczak M, Pietrzyk-Kaszyńska A (2014) Emerging multilevel environmental governance: A case of public participation in Poland. *Journal for Nature Conservation* 22 (2):93-102. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2013.09.005
- CI (2010) *Indigenous peoples and conservation: from rights to resource management*. Conservation Internacional, Arlington, VA
- Cifuentes M (1992) *Determinación de capacidad de carga turística en áreas protegidas*. Serie Técnica, Informe Técnico No. 194. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica
- Ciocănea CM, Sorescu C, Ianoși M, Bagrinovschi V (2016) Assessing public perception on protected areas in Iron Gates natural park. *Procedia Environmental Sciences* 32:70-79. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2016.03.013
- Cole DN, McCool SF Limits of acceptable change and natural resources planning: When is LAC useful, when is it not? In: McCool SF, Cole DN (eds) *Limits of Acceptable Change and related planning processes: progress and future directions*, Missoula, May 20-22 1997. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, pp 69-71
- Colina CL, López-Roldán P (1991) El análisis de componentes principales: Aplicación al análisis de datos secundarios. *Papers: revista de sociologia* 37:31-63
- Córdoba HP (2012) ¿Por qué viajamos donde viajamos? Una introducción a la estrecha relación entre turismo y paisaje. *Revista Eubacteria* 29:1-4
- Costanza R, D'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van Den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387 (6630):253-260. doi:http://dx.doi.org/10.1038/387253a0
- Couclelis H (2005) "Where has the future gone?" Rethinking the role of integrated land-use models in spatial planning. *Environment and Planning A* 37 (8):1353-1371. doi:10.1068/a3785
- Cowling RM, Pressey RL, Sims-Castley R, le Roux A, Baard E, Burgers CJ, Palmer G (2003) The expert or the algorithm? Comparison of priority conservation areas in the Cape Floristic region identified by park managers and reserve selection software. *Biological Conservation* 112 (1-2):147-167. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00397-X
- Cowlshaw SJ (1969) The carrying capacity of pastures. *Grass and Forage Science* 24 (3):207-214. doi:10.1111/j.1365-2494.1969.tb01071.x
- CRC (2008) *Tourism and protected area management: Sustaining resources*. Research informing planning and practice. Sustainable Tourism Cooperative Research Centre, Queensland, Australia
- CREST (2015) *The case for responsible travel: Trends & statistics 2015*. Center for Responsible Travel, Washington
- Criado C, Galván M (1985) Geografía de canarias, 5 En. Interinsular, Santa Cruz de Tenerife, pp 244-296
- Cribb J (2017) The Terminator (Homo exterminans). En: *Surviving the 21st century: Humanity's ten great challenges and how we can overcome them*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland, pp 13-36. doi:10.1007/978-3-319-41270-2_2

- Cushman SA, Gutzweiler K, Evans JS, McGarigal K (2010) The gradient paradigm: a conceptual and analytical framework for landscape ecology. En: Cushman SA, Huettmann F (eds) *Spatial complexity, informatics, and wildlife conservation*. Springer, Tokyo, pp 83-108. doi:10.1007/978-4-431-87771-4_5
- Cushman SA, McKenzie D, Peterson DL, Littell J, McKelvey KS (2007) *Research agenda for integrated landscape modelling*. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO: U.S.
- Chae D-R, Wattage P, Pascoe S (2012) Recreational benefits from a marine protected area: A travel cost analysis of Lundy. *Tourism Management* 33 (4):971-977. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.tourman.2011.10.008
- Chavez SC (2009) La capacidad de carga como herramienta de ordenación del territorio. *Cuaderno de Investigación Urbanística* 65:35-56
- Cherlet M, Reynolds J, Hutchinson C, Hill J, Maltitz Gv, Sommer S, Space A, Fensholt R, Horion S, Shepherd G, Weynants M, Kutnjak H, Smid M (2015) World Atlas of Desertification: Mapping land degradation and sustainable land management opportunities. Joint Research Centre, European Commission. <http://wad.jrc.ec.europa.eu/>. Accessed 07/03/2017
- D'Odorico P, Laio F, Porporato A, Ridolfi L, Rinaldo A, Rodriguez-Iturbe I (2010) Ecohydrology of terrestrial ecosystems. *BioScience* 60 (11):898-907
- D'Odorico P, Porporato A (2006) *Dryland ecohydrology*. Springer, Netherlands
- D'Odorico P, Bhattachan A, Davis KF, Ravi S, Runyan CW (2013) Global desertification: Drivers and feedbacks. *Advances in Water Resources* 51 (0):326-344. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.01.013
- Damman AWH (1979) The Role of Vegetation Analysis in Land Classification. *The Forestry Chronicle* 55 (5):175-182. doi:10.5558/tfc55175-5
- Darias AJR, Rodríguez PD (2012) Estrategias de gestión de imagen de destino en Fuerteventura. De los folletos a la intercomunicación. *Cuadernos de Turismo* 30:219-239
- Darias AR, Talavera AS, Rodríguez PD (2016) Landscape perceptions and social evaluation of heritage-building processes. *Environmental Policy and Governance* 26 (5):394-408. doi:10.1002/eet.1709
- Daşdemir I (2005) Improving operational planning and management of national parks in Turkey: A case study. *Environmental Management* 35 (3):247-257. doi:10.1007/s00267-003-0232-x
- Dasgupta AK, Pearce DW (1972) *Cost-Benefit Analysis*. Macmillan, New York
- Davenport DW, Breshears DD, Wilcox BP, Allen CD (1998) Viewpoint: Sustainability of pinyon–juniper ecosystems—a unifying perspective of soil erosion thresholds. *Journal of Range Management* 51:231-240
- Davies J, Poulsen L, Schulte-Herbrüggen B, Mackinnon K, Crawhall N, Henwood WD, Dudley N, Smith J, Gudka M (eds) (2012) *Conserving dryland biodiversity*. IUCN,
- Dawson TE, Ehleringer JR (1991) Streamside trees that do not use stream water. *Nature* 350 (6316):335
- De Agar PM, De Pablo CL, Pineda FD (1995) Mapping the ecological structure of a territory: a case study in Madrid (Central Spain). *Environmental Management* 19 (3):345-357

- De Aranzabal I (2004) *Escenarios de cambio en un paisaje cultural mediterráneo. Territorio, socioeconomía y uso turístico*. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid
- De Aranzabal I, Schmitz MF, Aguilera P, Pineda FD (2008) Recreation suitability analysis: application in protected and non-protected areas. En: Pineda FD, Brebbia CA (eds) *Sustainable tourism III*. Wlt Press, Boston, pp 223-230
- De Aranzabal I, Schmitz MF, Pineda FD (2009) Integrating landscape analysis and planning: a multi-scale approach for oriented management of tourist recreation. *Environmental Management* 44:938–951. doi:10.1007/s00267-009-9371-z
- De Oliveira JAP (2005) Tourism as a force for establishing protected areas: The case of Bahia, Brazil. *Journal of Sustainable Tourism* 13 (1):24-49
- De Pablo CL (1999) *Ecological cartography: concepts and procedures for the spatial representation of ecosystems*. Ciclo de conferencias de otoño: Paisaje, territorio y gestión ambiental. Real Sociedad Española de Historia Natural, Madrid
- De Pablo CL, De Agar PM (1993) Bases teóricas de la cartografía ecológica. *Quercus* 88:32-35
- De Pablo CL, Peco B, Galiano EF, Nicolas JP, Pineda FD (1982) Space-time variability in mediterranean pastures analyzed by diversity parameters. *Vegetatio* 50:113-125
- De Pablo CL, Pineda FD (1985) Análisis multivariante del territorio para su cartografía ecológica. Ensayo preliminar en la provincia de Madrid. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense* 5:235-260
- Defries R, Hansen A, Turner BL, Reid R, Liu J (2007) Land use change around protected areas: management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications* 17 (4):1031-1038
- DeFries R, Karanth KK, Pareeth S (2010) Interactions between protected areas and their surroundings in human-dominated tropical landscapes. *Biological Conservation* 143 (12):2870-2880. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.010
- Del Arco M, Wildpret W, Pérez-de-Paz P, Rodríguez-Delgado O, Acebes J, García-Gallo A, Martín V, Reyes-Betancort J, Salas M, Díaz M, Bermejo J, González R, Cabrera M, García S (2003) *Cartografía 1:25.000 de la vegetación Canaria*. GRAFCAN S.A., Santa Cruz de Tenerife
- Del Valle E, Maldonado J, Sainz H (2004) Áreas importantes para la flora amenazada española. En: Bañares Á, Blanca G, Guemes J, Moreno JC, Ortiz S (eds) *Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España. Taxones prioritarios*. Ministerios de medio ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp 978-1007
- Delgado OR (2005) *Fuerteventura. La drástica transformación de un paisaje vegetal desconocido*. Rincones del Atlántico, vol 2.
- Delgado OR, Gallo AG, Betancort JAR (2005) La vegetación actual. En: Delgado OR (ed) *Patrimonio natural de la isla de Fuerteventura*. Cabildo de Fuerteventura. Gobierno de Canarias, Gran Canaria, pp 281-300
- Dharmaratne GS, Yee Sang F, Walling LJ (2000) Tourism potentials for financing protected areas. *Annals of Tourism Research* 27 (3):590-610. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0160-7383(99)00109-7

- Díaz FJ, Tejedor M, Jiménez C, Dahlgren RA (2011) Soil fertility dynamics in runoff-capture agriculture, Canary Islands, Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144 (1):253-261. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.021
- Díaz P, Ruiz Labourdette D, Darias AR, Santana A, Schmitz MF, Pineda FD (2010) Landscape perception of local population: the relationship between ecological characteristics, local society and visitor preferences. En: Brebbia CA, Pineda FD (eds) *Sustainable tourism IV*, vol 139. WIT Transactions on Ecology and the Environment Wit Press, Boston, pp 309-317
- Díaz P, Santana A, Parra E, Calero FJ (2017) Laboratorio Atlántico de Turismo: competitividad, innovación y gobernanza turística en Canarias. *Ambienta* 118:58-65
- Diedrich A, Balaguer Huguet P, Tintoré Subirana J (2011) Methodology for applying the Limits of Acceptable Change process to the management of recreational boating in the Balearic Islands, Spain (Western Mediterranean). *Ocean & Coastal Management* 54 (4):341-351. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.12.009
- Donovan hM, Warrington GS, Schwenk WS, Dinitz J (2012) Estimating landscape carrying capacity through maximum clique analysis. *Ecological Applications* 22 (8):2265-2276
- Dougill AJ (2006) Learning from doing participatory rural research: Lessons from the Peak District National Park. *Journal of Agricultural Economics* 57(2):259-275. doi:http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/%28ISSN%291477-9552/issues
- Drdoš J, Hrnčiarová T Carrying Capacity in Slovakia. In: *International Workshop on Environmental Impact Assessment*, Teplý Vrch, Slovak Republic, 24 to 27 February 2003.
- Dregne HE, Chou NT (1992) Global desertification dimensions and costs. En: Dregne HE (ed) *Degradation and restoration of arid lands*. Texas Tech. University, Lubbock, TX, pp 249-282
- Du W, Penabaz-Wiley S, Njeru A, Kinoshita I (2015) Models and approaches for integrating protected areas with their surroundings: A review of the literature. *Sustainability* 7:8151-8177. doi:10.3390/su7078151
- Duarte GT, Ribeiro MC, Paglia AP (2016) Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. *PLoS ONE* 11 (5):e0154573. doi:10.1371/journal.pone.0154573
- Dudley N, MacKinnon K, Stolton S (2014) The role of protected areas in supplying ten critical ecosystem services in drylands: a review. *Biodiversity* 15 (2-3):178-184. doi:10.1080/14888386.2014.928790
- Dunkerley DL (2002) Infiltration rates and soil moisture in a groved mulga community near Alice Springs, arid central Australia: evidence for complex internal rainwater redistribution in a runoff-runon landscape. *Journal of Arid Environments* 51 (2):199-219. doi:http://dx.doi.org/10.1006/jare.2001.0941
- Eagles P, Hillel. O (2008) Improving protected area finance through tourism. En: *Protected areas in today's world: their values and benefits for the welfare of the planet*, vol 36 Technical Series Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Rome, pp 77-86

- Eagles PFJ (2012) Role of Ecotourism in Preserving Natural Areas and Biodiversity. En: Bricker KS, Black R, Cottrell S (eds) *Sustainable tourism & the Millennium Development Goals. Effecting Positive Change*. Jones & Bartlett Learning, Burlington, MA, USA,
- Eagles PFJ, McCool SF, Haynes CDA (2002) *Sustainable tourism in protected areas: Guidelines for planning and management*. Best Practice Protected Area Guidelines Series, vol 8. IUCN, Gland
- Eagles PFJ, Mclean D, Stabler MJ (2000) Estimating the tourism volume and value in protected areas in Canada and the USA. *George Wright Forum* 17 (3):62-76
- Ehleringer JR, Schwinning S, Gebauer RL (1999) Water use in arid land ecosystems,. En: Press C (ed) *Advances in Plant Physiological Ecology*. Blackwell Science, Oxford, pp 347–365
- Eigenbrod F, Anderson BJ, Armsworth PR, Heinemeyer A, Jackson SF, Parnell M, Thomas CD, Gaston KJ (2009) Ecosystem service benefits of contrasting conservation strategies in a human-dominated region. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 276 (1669):2903-2911. doi:10.1098/rspb.2009.0528
- Eldridge DJ, Wang L, Ruiz-Colmenero M (2015) Shrub encroachment alters the spatial patterns of infiltration. *Ecohydrology* 8 (1):83-93. doi:10.1002/eco.1490
- Eshraghi M, Toriman ME, Ahmad H (2010) Sustainable ecotourism in desert areas in Iran: potential and issues. *e-Bangi* 5 (1):38-51
- ESRI (2009) *ArcGIS 9.3* Environmental Systems Research Institute, California
- ESRI (2012) *ArcGIS 10.1*. Environmental Systems Research Institute, California
- EUROPARC-España (2005) *Integración de los Espacios Naturales Protegidos en la ordenación del territorio*. Monografías EUROPARC-España. Plan de acción para los espacios naturales protegidos del Estado español. Fundación Interuniversitaria Fernando González, Madrid
- EUROPARC-España (2008) *Planificar para gestionar los Espacios Naturales Protegidos*. Manuales EUROPARC-España. Fundación Interuniversitaria Fernando González, Madrid
- EUROPARC-España (2012) *El patrimonio inmaterial: valores culturales y espirituales Manual para su incorporación en las Áreas Protegidas*. Programa de trabajo para las áreas protegidas 2009-2013, vol 10. Madrid
- EUROPARC-España (2014) *Anuario 2013 del estado de las áreas protegidas en España*. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid
- EUROPARC-España (2016) *Programa Sociedad y Áreas Protegidas 2020. Áreas protegidas para el bienestar humano*. Fundación González Bernáldez, Madrid
- Evans J, Cushman S (2009) Gradient modeling of conifer species using random forests. *Landscape Ecology* 24 (5):673-683. doi:10.1007/s10980-009-9341-0
- Evenari M, Noy-Meir I, Goodall DW, Noy-Meir I (1985) *Hot deserts and arid shrublands*. Elsevier, Amsterdam
- Faleiro FV, Loyola RD (2013) Socioeconomic and political trade-offs in biodiversity conservation: A case study of the Cerrado biodiversity hotspot, Brazil. *Diversity and Distributions* 19 (8):977-987. doi:10.1111/ddi.12072

- Fallas JJ, Chavarría J (2011) Implementación del Análisis en Componentes Principales con el software estadístico R. *Revista digital Matemática, Educación e Internet* 11 (2):1-15
- Famiglietti JS, Rudnicki JW, Rodell M (1998) Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake Hill, Texas. *Journal of Hydrology* 210 (1–4):259-281. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00187-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00187-5)
- FAO (2007) *Secuestro de carbono en tierras áridas*. Informes sobre recursos mundiales de suelos, vol 102. Organización de Las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italy
- FAO, ITPS (2015) *Status of the world's soil resources (SWSR). Main Report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy
- Farashi A, Naderi M, Parvian N (2016) Identifying a preservation zone using multi-criteria decision analysis. *Animal Biodiversity and Conservation* 39 (1):29-36
- Farrell A, VanDeveer SD, Jäger J (2001) Environmental assessments: Four under-appreciated elements of design. *Global Environmental Change* 11 (4):311-333. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00009-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00009-7)
- Fernández-Palacios JM, Whittaker RJ (2008) The Canaries: an important biogeographical meeting place. *Journal of Biogeography* 35 (3):379-387. doi:10.1111/j.1365-2699.2008.01890.x
- Fernández-Velilla SG, Luquin AJ, Seminario CA (2011) *Decidir juntos para gestionar mejor Manual de planificación participativa en Áreas Protegidas*. Gobierno Vasco. Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, País Vasco
- Fernández JMP (2008) La planificación territorial del turismo en la isla de Fuerteventura: Los retos de un desarrollo sostenible. *Turismo* 0:119-154
- Fischer J, B. Lindenmayer D (2006) Beyond fragmentation: the continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes. *Oikos* 112 (2):473-480. doi:10.1111/j.0030-1299.2006.14148.x
- Fischer MA, Shrout PE (2006) Children's liking of landscape paintings as a function of their perceptions of prospect, refuge, and hazard. *Environment and Behavior* 38 (3):373-393
- Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, et al. (2005) Global consequences of land use. *Science* 309 (5734):570-574
- Folmer A, Haartsen T, Huigen PPP (2013) The role of wildlife in emotional attachment to a nature-based tourism destination. *Journal of Ecotourism* 12 (3):131-145. doi:10.1080/14724049.2013.864297
- Forman RTT (1995) *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Forman RTT, Godron M (1981) Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience* (10):733-740
- Forman RTT, Godron M (1986) *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York
- Forum WE (2016) The Global Risks Report 2016 World Economic Forum. <http://www3.weforum.org/docs/Media/TheGlobalRisksReport2016.pdf>. Accessed 08/01/2017 2017

- Fosberg FR, Garnier BJ, Küchler AW (1961) Delimitation of the Humid Tropics. *Geographical Review* 51 (3):333-347. doi:10.2307/212781
- Frank H, Patrick S, Peter W, Hannes F (2000) Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments – the significance of water flow paths. *Biogeochemistry* 50 (2):137-161. doi:10.1023/A:1006398105953
- Franklin J, Woodcock CE (1997) Multiscale vegetation data for the mountains of southern California: spatial and categorical resolution. En: Quattrochi DA, Goodchild MF (eds) *Scale in Remote Sensing and GIS*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp 141–168
- Fraser ED (2002) Urban ecology in Bangkok, Thailand: Community participation, urban agriculture and forestry. *Environments* 30 (1):37-49
- Frauman E, Banks S (2011) Gateway community resident perceptions of tourism development: Incorporating Importance-Performance Analysis into a Limits of Acceptable Change framework. *Tourism Management* 32 (1):128-140. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.tourman.2010.01.013
- Frazier A, Wang L (2013) Modeling landscape structure response across a gradient of land cover intensity. *Landscape Ecology* 28 (2):233-246. doi:10.1007/s10980-012-9839-8
- Freeman MC, Pringle CM, Jackson CR (2007) Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales1. *Journal of the American Water Resources Association* 43 (1):5-14
- Fry G, Tveit MS, Ode Å, Velarde MD (2009) The ecology of visual landscapes: Exploring the conceptual common ground of visual and ecological landscape indicators. *Ecological Indicators* 9 (5):933-947. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.11.008
- Fu P (2000) *A geometric solar radiation model with applications in landscape ecology*. Ph.D. Thesis, University of Kansas, Lawrence, Kansas, EE.UU.
- Fu P, Rich PM (2000) *The solar analyst 1.0 manual*. Helios Environmental Modeling Institute (HEMI), EE.UU.
- Fu P, Rich PM (2002) A Geometric solar radiation model with applications in agriculture and forestry. *Computers and Electronics in Agriculture* 37:25-35
- Fung E, Imbach P, Corrales L, Vilchez S, Zamora N, Argotty F, Hannah L, Ramos Z (2016) Mapping conservation priorities and connectivity pathways under climate change for tropical ecosystems. *Climatic Change*:1-16. doi:10.1007/s10584-016-1789-8
- Gabriela N A GIS-based approach of recreation terrain suitability mapping for resource use management in Apuseni Natural Park. In: Pahacek~troescu M, Matache ML (eds) *Second International Conference on Environmental Research and Assessment* Bucharest, Romania, 2006. University of Bucharest, Centre for Environmental Research and Impact Studies, pp 274-294
- Gadgil M, Guha R (1992) *This fissured land: An ecological history of India*. Oxford University Press, Delhi
- Gálvez JF (2010) El recurso suelo-agua en medios áridos y semiáridos. En: Rebollar JLG, Sancho AC (eds) *C4 y CAM. Características generales y uso en programas de desarrollo de tierras áridas y semiáridas*. Consejo

- Superior de Investigaciones Científicas, Fundación Ramón Areces, Madrid, pp 143-149
- Gandariasbeitia IE (2012) *Evaluación de la política de Espacios Naturales Protegidos: una propuesta metodológica para la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Universidad del País Vasco, Bilbao
- Gangoso L, Donázar JA, Scholz S, Palacios CJ, Hiraldo F (2006) Contradiction in conservation of island ecosystems: plants, introduced herbivores and avian scavengers in the Canary islands. *Biodiversity and Conservation* 15:2231–2248. doi:10.1007/s10531-004-7181-4
- Garavaglia V, Diolaiuti G, Smiraglia C, Pasquale V, Pelfini M (2012) Evaluating tourist perception of environmental changes as a contribution to managing natural resources in glacierized areas: a case study of the Forni glacier (Stelvio national park, Italian Alps). *Environmental Management* 50 (6):1125-1138. doi:10.1007/s00267-012-9948-9
- García-Rodríguez J-L, García-Rodríguez FJ, Castilla-Gutiérrez C (2016) Human heritage and sustainable development on arid islands: the case of the Eastern Canary Islands *Island Studies Journal* 11 (1):113-130
- García Fernández S (2003) Conectividad en sistemas regionales de áreas protegidas. En: *Las áreas protegidas en la cuenca mediterránea*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, pp 89-139
- Gardner RC, Barchiesi S, Beltrame C, Finlayson CM, Galewski T, Harrison I, Paganini M, Perennou C, Rosenqvist A, Walpole M (2015) State of the world's wetlands and their services to people: A compilation of recent analyses. Paper presented at the *12th Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Wetlands* Punta del Este, Uruguay, 1-9 junio
- Gautam DK, Holz KP (2001) Rainfall-runoff modelling using adaptive neuro-fuzzy systems. *Journal of Hydroinformatics* 3 (1):3
- Geissert KD, Gomez-Tagle A, Rojas AGT, Santamaría MG (2012) Funciones ecohidrológicas del suelo y su importancia para la conservación y el desarrollo. *Biodiversitas* 105:10-12
- Geneletti D, van Duren I (2008) Protected area zoning for conservation and use: A combination of spatial multicriteria and multiobjective evaluation. *Landscape and Urban Planning* 85 (2):97-110. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.10.004
- Geng Q, Wu P, Zhao X, Wang Y (2014) A framework of indicator system for zoning of agricultural water and land resources utilization: A case study of Bayan Nur, Inner Mongolia. *Ecological Indicators* 40 (0):43-50. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.01.003
- Ghassemi F, A.J. J, Nix HA (1995) *Salinisation of land and water resources: Human causes, extent, management and case studies*. Centre for Resource and Environmental Studies, Australia, Canberra
- Gobierno de Canarias (2006) *Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de Jandía. Memoria informativa*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Las Palmas de Gran Canaria
- Gobierno de Canarias (2009) *Plan rector de uso y gestión del Parque Rural de Betancuria. Documento informativo*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Puerto del Rosario

- Gobster P, Nassauer J, Daniel T, Fry G (2007) The shared landscape: what does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology* 22 (7):959-972. doi:10.1007/s10980-007-9110-x
- Gomez JL, Gomez AL (1979) El clima de Canarias según la clasificación de Köppen. *Estudios geográficos* 40 (156/157):321-340
- Gómez JL, Gómez AL (1987) Los climas secos de España según el sistema de Köppen. *Papeles de Geografía (Física)* 12:5-10
- Gosz JR (1992) Gradient analysis of ecological change in time and space: implications for forest management. *Ecological Applications* 2 (3):248-261. doi:10.2307/1941859
- GRAFCAN, IGME (2003) *Mapa geológico de Canarias 1:25.000*. GRAFCAN S.A., Santa Cruz de Tenerife
- Greenacre M (2010) *Biplots in Practice*. Fundación BBVA Bilbao. España
- Grondin P, Gauthier S, Borcard D, Bergeron Y, Noel J (2014) A new approach to ecological land classification for the Canadian boreal forest that integrates disturbances. *Landscape Ecology* 29 (1):1-16. doi:10.1007/s10980-013-9961-2
- Gruber S, Peckham SD (2009) Land-surface parameters and objects in hydrology. En: Hengl T, Reuter H (eds) *Geomorphometry: concepts, software, applications*. Oxford, Elsevier, Amsterdam-Oxford, pp 171-194
- Gül A, Özüçü MK, Karaca Ö (2006) An approach for recreation suitability analysis to recreation planning in Gölcük nature park. *Environmental Management* 37 (5):606-625. doi:10.1007/s00267-004-0322-4
- Gustafson EJ (1998) Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems* 1 (2):143-156
- Gutiérrez NL (2012) *Metodología para el cálculo de la humedad del suelo usando parámetros topográficos (MDE), climáticos y edáficos en un sector del piedemonte depositacional del municipio de Villavicencio*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia
- Hamilton CM, Martinuzzi S, Plantinga AJ, Radeloff VC, Lewis DJ, Thogmartin WE, Heglund PJ, Pidgeon AM (2013) Current and Future Land Use around a Nationwide Protected Area Network. *PLoS ONE* 8 (1):e55737. doi:10.1371/journal.pone.0055737
- Hannah LEE, Rakotosamimanana B, Ganzhorn J, Mittermeier RA, Olivieri S, Iyer L, Rajaobelina S, Hough J, Andriamialisoa F, Bowles IAN, Tilkin G (1998) Participatory planning, scientific priorities, and landscape conservation in Madagascar. *Environmental Conservation* 25 (01):30-36
- Hansen AJ, Defries R (2007) Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* 17 (4):974-988
- Hargrove WW, Hoffman FM (2004) Potential of multivariate quantitative methods for delineation and visualization of ecoregions. *Environmental Management* 34 (1):S39-S60. doi:10.1007/s00267-003-1084-0
- Heck N, Dearden P, McDonald A (2012) Insights into marine conservation efforts in temperate regions: Marine protected areas on Canada's West Coast. *Ocean & Coastal Management* 57:10-20. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.11.008
- Hein L (2011) Economic benefits generated by protected areas: The case of the Hoge Veluwe forest, the Netherlands. *Ecology and Society* 16 (2):13

- Helvey JD, Hewlett JD, Douglass JE (1972) Predicting soil moisture in the southern Appalachians. *Soil Science Society of America Proceedings* 36 (6):954-959
- Hély C, Alleaume S (2006) Fire regimes in dryland landscapes. En: D'Odorico P, Porporato A (eds) *Dryland Ecohydrology*. Springer, Netherlands, pp 283-301
- Hernández CC (1990) La evolución del paisaje vegetal de Fuerteventura a partir de fuentes escritas siglos XV-XIX. *Tebeto* 3:249-259
- Hernández S, Pineda FD, De Nicolás JP, Schmitz MF, Wildpret W, De Lucio JV (2007) *Escultura de Eduardo Chillida 'Montaña de Tindaya' (Isla de Fuerteventura). Evaluación del impacto ambiental y directrices sobre conservación y restauración del entorno*. vol 1. Informe para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias, Santa Cruz de Tenerife
- Hoechstetter S (2009) *Enhanced methods for analysing landscape structure - Landscape metrics for characterising three-dimensional patterns and ecological gradients*. Rhombos-Verlag, Berlin
- Hoechstetter S, Walz U, Thinh NX (2011) Adapting lacunarity techniques for gradient-based analyses of landscape surfaces. *Ecological Complexity* 8 (3):229-238. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2011.01.001
- Huenneke L, Schlesinger WH (2006) Patterns of net primary production in Chihuahuan desert ecosystems. En: Havstad KM, L. H, W.H. S (eds) *Structure and function of a Chihuahuan Desert Ecosystem: The Jornada Basin Long-Term Ecological Research Site*. Oxford University Press, New York, NY, pp 232-246
- Huete AR (1988) A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25 (3):295-309. doi:http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X
- Hull V, Xu W, Liu W, Zhou S, Viña A, Zhang J, Tuanmu M-N, Huang J, Linderman M, Chen X, Huang Y, Ouyang Z, Zhang H, Liu J (2011) Evaluating the efficacy of zoning designations for protected area management. *Biological Conservation* 144 (12):3028-3037. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.09.007
- Hunziker M, Kienast F (1999) Potential impacts of changing agricultural activities on scenic beauty: a prototypical technique for automated rapid assessment. *Landscape Ecology* 14 (2):161-176. doi:10.1023/A:1008079715913
- Huston MA (1999) Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *Oikos* 86 (3):393-401
- Hvenegaard GT (2011) Potential conservation benefits of wildlife festivals. *Event Management* 15 (4):373-386
- Hvenegaard GT, Halpenny EA, McCool SF (2012) Editorial: Protected area tourism and the Aichi targets. *Parks* 18 (2):6-12
- Imeson A (2011) Desertification, Ecosystem Services and Capital. En: *Desertification, Land Degradation and Sustainability*. John Wiley & Sons, Ltd, pp 267-292. doi:10.1002/9781119977759.ch8
- Inglés-Yuba, Eduard , Puig N, Labrador V (2016) Sports management in protected mountain areas. Sustainable development through collaborative network governance: a case study. *Ecomont* 8 (2):online

- version: <http://epub.oeaw.ac.at/eco.mont.doi:https://dx.doi.org/10.1553/eco.mont-8-2s53>
- INM (2002) *Las precipitaciones máximas en 24 horas y sus periodos de retorno en España: un estudio por regiones*. Canarias, vol 14. Instituto Nacional de Meteorología, Madrid
- IUCN (2010) Drylands Situation Analysis. IUCN-ESARO. https://cmsdata.iucn.org/downloads/iucn_esaro_drylands_situation_analysis.pdf. Accessed 07/03/2017
- IUCN (2011) Red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.or>. Accessed 16 June 2011
- Jaen VM (ed) (1988) *La lluvia, un recurso natural para Canarias*. Caja General de Ahorros de Canarias, Santa Cruz de Tenerife
- Jäger J, Rothman D, Anastasi C, Kartha S, Notten Pv (2009) Desarrollo y análisis de escenarios. En: *Manual de capacitación para evaluación ambiental integral y elaboración de informes*. PNUMA, IIDS, Ciudad de Panamá, p 45
- Jenks GF, Caspall FC (1971) Error on choroplethic maps: definition, measurements, reduction. *Annals of the Association of American Geographers* 61 (2):217-244
- Jensen M, Redmond R, Dibenedetto J, Bourgeron P, Goodman I (2000) Application of ecological classification and predictive vegetation modeling to broad-level assessments of ecosystem health. *Environmental Monitoring and Assessment* 64 (1):197-212. doi:10.1023/A:1006479926454
- Jensen S (1934) Agricultural methods on the Canaries, Fuerteventura and Lanzarote. *Economic Geography* 10 (1):99-108
- Jenson SK, Domingue JO (1988) Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 54 (11):1593-1600. doi:citeulike-article-id:7100866
- Johnson C (2011) Desert tourism as a vehicle for nature conservation: the jordanian experience. En: Lefebvre V, Chaouni A (eds) *Desert Tourism: Tracing the Fragile Edges of Development*. Harvard Graduate School of Design, Wilmington, Massachusetts, p 151
- Jørgensen SE (2016) Ecohydrology as an important concept and tool in environmental management. *Ecohydrology & Hydrobiology* 16 (1):4-6. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2015.04.005>
- Jørgensen SE, Bendoricchio G (2001) *Fundamentals of ecological modelling*. 3a edn. Elsevier, Ámsterdam
- Jové RR, Ridó PR, Rius VP, Guillem R (2011) *Estudios previos para la declaración de un Parque Nacional de Zonas Áridas en Fuerteventura: Fauna*. Cabildo de Fuerteventura, Fuerteventura
- Judd KE, Kling GW (2002) Production and export of dissolved C in arctic tundra mesocosms: the roles of vegetation and water flow. *Biogeochemistry* 60 (3):213-234. doi:10.1023/A:1020371412061
- Juffe-Bignoli D, Burgess ND, Bingham H, Belle EMS, de Lima MG, Deguignet M, Bertzky B, Milam AN, Martinez-Lopez J, Lewis E, Eassom A, Wicander S, Geldmann J, van Soesbergen A, Arnell AP, O'Connor B, Park S, Shi YN, Danks FS, MacSharry B, Kingston N (2014) *Protected planet report 2014*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK

- Kaiser KE, McGlynn BL, Emanuel RE (2013) Ecohydrology of an outbreak: mountain pine beetle impacts trees in drier landscape positions first. *Ecohydrology* 6 (3):444-454. doi:10.1002/eco.1286
- Karabulut A, Egoh BN, L Lanzanova D, Grizzetti B, Bidoglio G, Pagliero L, Bouraoui F, Aloe A, Reynaud A, Maes J, Vandecasteele I, Mubareka S (2016) Mapping water provisioning services to support the ecosystem–water–food–energy nexus in the Danube river basin. *Ecosystem Services* 17:278-292. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.002
- Karahalil U, Başkent EZ, Köse S (2015) Integrating visitor characteristics and preferences into forest management plans in protected areas: A case study in Köprülü Canyon National Park. *Ecomont* 7 (2):online version: http://epub.oeaw.ac.at/eco.mont
- Kashulina G, Reimann C, Finne TE, de Caritat P, Niskavaara H (1998) Factors influencing NO₃ concentrations in rain, stream water, ground water and podzol profiles of eight small catchments in the European Arctic. *Environmental Pollution* 102 (1, Supplement 1):559-568. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)80084-5
- Keane RE, Rollins MG, McNicoll CH, Parsons RA (2002) *Integrating ecosystem sampling, gradient modeling, remote sensing, and ecosystem simulation to create spatially explicit landscape inventories*. RMRS-GTR-92. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO: U.S
- Kennell J (2016) Carrying capacity. En: Jafari J, Xiao H (eds) *Encyclopedia of Tourism*. Springer International Publishing, Cham, pp 133-135. doi:10.1007/978-3-319-01384-8_24
- Kent M (2009) Biogeography and landscape ecology: the way forward—gradients and graph theory. *Progress in Physical Geography* 33:424–436
- Khanna P, Ram Babu P, Suju George M (1999) Carrying-capacity as a basis for sustainable development a case study of National Capital Region in India. *Progress in Planning* 52 (2):101-166. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0305-9006(99)00004-5
- Kienast F, Degenhardt B, Weilenmann B, Wäger Y, Buchecker M (2012) GIS-assisted mapping of landscape suitability for nearby recreation. *Landscape and Urban Planning* 105 (4):385-399. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.01.015
- Kleijn D, Cherkaoui I, Goedhart PW, Hout J, Lammertsma D (2014) Waterbirds increase more rapidly in Ramsar-designated wetlands than in unprotected wetlands. *Journal of Applied Ecology* 51 (2):289-298. doi:10.1111/1365-2664.12193
- Klijn F, de Haes HU (1994) A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landscape Ecology* 9 (2):89-104. doi:10.1007/BF00124376
- Kling GW (1995) Land-Water Interactions: The Influence of Terrestrial Diversity on Aquatic Ecosystems. En: Chapin FS, Körner C (eds) *Arctic and Alpine Biodiversity: Patterns, Causes and Ecosystem Consequences*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 297-310. doi:10.1007/978-3-642-78966-3_21
- Kliskey AD (2000) Recreation terrain suitability mapping: a spatially explicit methodology for determining recreation potential for resource use

- assessment. *Landscape and Urban Planning* 52 (1):33-43. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00111-0
- Koch E (1994) *Reality or rhetoric? Ecotourism and rural reconstruction in South Africa*. Discussion Paper vol 54. United Nations Research Institute for Social Development, Geneva
- Kozlowski J, Vass-Bowen N (1997) Buffering external threats to heritage conservation areas: a planner's perspective. *Landscape and Urban Planning* 37 (3):245-267. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(97)80008-4
- Krüger O (2005) The role of ecotourism in conservation: panacea or Pandora's box? *Biodiversity & Conservation* 14 (3):579-600. doi:http://dx.doi.org/10.1007/s10531-004-3917-4
- Kullberg P, Toivonen T, Montesino Pouzols F, Lehtomäki J, Di Minin E, Moilanen A (2015) Complementarity and Area-Efficiency in the Prioritization of the Global Protected Area Network. *PLoS ONE* 10 (12):e0145231. doi:10.1371/journal.pone.0145231
- Laing JH, Crouch GI (2009) Lone wolves? Isolation and solitude within the frontier travel experience. *Geografiska Annaler: Series B, Human Geography* 91 (4):325-342. doi:10.1111/j.1468-0467.2009.00325.x
- Lam CSY (2004) *Comparison of flow routing algorithms used in geographic information systems*. University of Southern California, Los Angeles, California
- Lane MB (2001) Affirming new directions in planning theory: Comanagement of protected areas. *Society & Natural Resources* 14 (8):657-671. doi:10.1080/08941920118212
- Larsen LG, Choi J, Nungesser MK, Harvey JW (2012) Directional connectivity in hydrology and ecology. *Ecological Applications* 22 (8):2204-2220. doi:10.1890/11-1948.1
- Lauenroth WK, Schlaepfer DR, Bradford JB (2014) Ecohydrology of Dry Regions: Storage versus Pulse Soil Water Dynamics. *Ecosystems* 17 (8):1469-1479. doi:10.1007/s10021-014-9808-y
- Leathwick JR, Overton JM, Mcleod M (2003) An environmental domain classification of New Zealand and its use as a tool for biodiversity management. *Conservation Biology* 17(6):1612–1623
- Lee LH, Chang ZY (2015) A model for predicting tourist carrying capacity and implications for fish conservation. *Environmental Biology of Fishes* 98 (3):871-884. doi:doi:10.1007/s10641-014-0335-7
- Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam
- Lele S, Wilshusen P, Brockington D, Seidler R, Bawa K (2010) Beyond exclusion: alternative approaches to biodiversity conservation in the developing tropics. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2 (1–2):94-100. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2010.03.006
- Lemieux CJ, Eagles PFJ, Slocombe DS, Doherty ST, Elliott SJ, Mock SE (2012) The human health and well-being benefits of Canada's Protected Areas: an exploratory analysis of visitor perceptions. *Parks* 18 (1):71-85
- Leopold LB, Clark FE, Hanshaw BB, Basley JR (1971) *A procedure for evaluating environmental impact*. Circular 645. United States Department of the Interior Washington
- Lepers E, Lambin EF, Janetos AC, DeFries R, Achard F, Ramankutty N, Scholes RJ (2005) A Synthesis of Information on Rapid Land-cover

- Change for the Period 1981–2000. *BioScience* 55 (2):115-124. doi:10.1641/0006-3568(2005)055[0115:ASOIOR]2.0.CO;2
- Leung Y-F, Spenceley A, Hvenegaard G, Buckley R (eds) (2015) *Tourism and visitor management in protected areas: Guidelines for sustainability (Review copy)* Best Practice Protected Area Guidelines. IUCN, Gland, Switzerland
- Lewis C (1996) *Managing conflicts in Protected Areas*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK
- Lime DW, Anderson DH, Thompson JL (2004) *Identifying and monitoring indicators of visitor experience and resource quality. A Handbook for recreation resource managers*. University of Minnesota, Department of Forest Resources, St Paul, Minnesota
- Lindberg K, McCool S, Stankey G (1997) Rethinking carrying capacity. *Annals of Tourism Research* 24 (2):461-465. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0160-7383(97)80018-7
- Lindsey PA, Alexander R, Mills MGL, Romañach S, Woodroffe R (2007) Wildlife viewing preferences of visitors to protected areas in south africa: Implications for the role of ecotourism in conservation. *Journal of Ecotourism* 6 (1):19-33. doi:10.2167/joe133.0
- Lister A (2003) Review of ecoregion-based design for sustainability. *Landscape Ecology* 18:807
- Lombardini L (2006) Ecophysiology of plants in dry environments En: D`Odorico P, Porporato A (eds) *Dryland Ecohydrology*. Springer, Netherlands, pp 47-65
- Long J, Nelson T, Wulder M (2010) Regionalization of landscape pattern indices using multivariate cluster analysis. *Environmental Management* 46 (1):134-142. doi:10.1007/s00267-010-9510-6
- Lorah P, Southwick R (2003) Environmental protection, population change, and economic development in the rural western United States. *Population and Environment* 24 (3):255-272. doi:10.1023/a:1021299011243
- Loveland TR, Merchant JM (2004) Ecoregions and ecoregionalization: geographical and ecological perspectives. *Environmental Management* 34:S1–S13. doi:10.1007/s00267-003-5181-x
- Lowell KE (1990) Differences between ecological land type maps produced using GIS or manual cartographic methods. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 56 (2):169-173
- Loyola RD, Lemes P, Nabout JC, Trindade-Filho J, Sagnori MD, Dobrovolski R, Diniz-Filho JAF (2013) A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. *Biodiversity and Conservation* 22 (2):483-495. doi:10.1007/s10531-012-0424-x
- Ludwig JA, Tongway DJ (2000) Viewing rangelands as landscape systems. En: Arnalds Ó, Archer SA (eds) *Rangeland desertification*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp 39–52
- Ludwig JA, Wilcox BP, Breshears DD, Tongway DJ, Imeson AC (2005) Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. *Ecology* 86 (2):288-297. doi:10.1890/03-0569

- Ma K, He J-S, Bruelheide H, Klein A-M, Liu X, Schmid B (2017) Biodiversity–ecosystem functioning research in Chinese subtropical forests. *Journal of Plant Ecology* 10 (1):1-3. doi:10.1093/jpe/rtw129
- Mabbutt J (1984) A new global assessment of the status and trends of desertification. *Environmental Conservation* 11 (2):103-113. doi:10.1017/S0376892900013795
- Maciá A Visual perception of landscape: sex and personality differences. In: Elsner GH, Smardon RC (eds) *Our national landscape: a conference on applied techniques for analysis and management of the visual resource* Incline Village, Nevada, April 23-25 1979.
- Mackey BG, Berry SL, Brown T (2008) Reconciling approaches to biogeographical regionalization: a systematic and generic framework examined with a case study of the Australian continent. *Journal of Biogeography* 35 (2):213-229. doi:10.1111/j.1365-2699.2007.01822.x
- Macpherson E, Ferrer M, Grimalt J (2001) El accidente de las minas de Aznalcóllar. *Investigación y Ciencia* 301:24-35
- Madroño A, González C, Atienza JC (eds) (2004) *Libro rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife, Madrid
- MAGRAMA (2016a) *Informe anual 2015 sobre el estado del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid
- MAGRAMA (2016b) Mapas de Espacios Naturales Protegidos hasta junio de 2016. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/mapaenp_julio2016_tcm7-272762.pdf. Accessed 27/03/2017
- MAGRAMA (2017a) Espacios Protegidos. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. <http://www.mapama.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/>. Accessed 25/03/2017
- MAGRAMA (2017b) La desertificación en España. Ministerio de Agricultura y Pesca. Alimentación y Medio Ambiente. http://www.mapama.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/desertificacion-restauracion-forestal/lucha-contra-la-desertificacion/lch_espana.aspx#para4. Accessed 20/04/2017
- Malczewski J (2004) GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview. *Progress in Planning* 62 (1):3-65. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.progress.2003.09.002
- Mangano S (2005) *El turismo en los Espacios Naturales Protegidos. Análisis de los objetos de consumo turístico y del comportamiento de los turistas de los Parques Naturales de Liguria*. Universitat de Girona, Girona
- Manning AD, Lindenmayer DB, Nix HA (2004) Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos* 104 (3):621-628. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.12813.x
- Manning RE, Lawson SR (2002) Carrying capacity as "informed judgment": The values of science and the science of values. *Environmental Management* 30 (2):157-168. doi:http://dx.doi.org/10.1007/s00267-002-2772-x
- Manzano MG, Návar J (2000) Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 44 (1):1-17. doi:http://dx.doi.org/10.1006/jare.1999.0577

- Manzoni S, Porporato A, D'odorico P (2006) Modeling of carbon and nitrogen cycling in arid and semiarid ecosystems. En: D'Odorico P, Porporato A (eds) *Dryland Ecohydrology*. Springer, Netherlands, pp 183-199. doi:10.1007/1-4020-4260-4_11
- Margules CR, Pressey RL (2000) Systematic conservation planning. *Nature* 405 (6783):243-253
- Martín A, Lorenzo JA (2001) *Aves del archipiélago Canario*. Francisco Lemus,
- Martin SR, McCool SF, Lucas RC (1989) Wilderness campsite impacts: Do managers and visitors see them the same? *Environmental Management* 13 (5):623-629. doi:10.1007/bf01874968
- Martínez-Valderrama J, Ibáñez J, Del Barrio G, Sanjuán ME, Alcalá FJ, Martínez-Vicente S, Ruiz A, Puigdefábreas J (2016) Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation. *Science of the Total Environment* 563–564:169-178. doi:http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.065
- Martinez MAR (2013) *Plan Insular de Ordenación del Territorio*. vol II. Cabildo de Fuerteventura, Puerto del Rosario
- Martínez Valderrama J (2005) *Estudio de la desertificación por sobrepastoreo mediante un modelo de simulación dinámica*. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid
- Martino D (2001) Buffer Zones Around Protected Areas: A Brief Literature Review. *Electronic Green Journal*:N.PAG
- Marvier M (2014) New conservation is true conservation. *Conservation Biology* 28 (1):1-3. doi:10.1111/cobi.12206
- Masoliver PO (2005) Fauna terrestre: los invertebrados. En: Delgado OR (ed) *Patrimonio natural de la isla de Fuerteventura*. Cabildo de Fuerteventura, Gobierno de Canarias, Tenerife, pp 371-398
- Matos DGG, Díaz P, Ruiz-Labourdette D, Rodríguez AJ, Santana A, Schmitz MF, Pineda FD (2014) Environmental valuation by the local population and visitors for zoning a protected area. En: Brebbia CA, Favro S, Pineda FD (eds) *Sustainable tourism VI*. WIT Press, Boston, pp 161-173
- May-Collado LJ, Zambrana-Torrel C, Agnarsson I (2016) Global Spatial Analyses of Phylogenetic Conservation Priorities for Aquatic Mammals. En: Pellens R, Grandcolas P (eds) *Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics: Preserving our evolutionary heritage in an extinction crisis*. Springer International Publishing, Cham, pp 305-318. doi:10.1007/978-3-319-22461-9_15
- Mbaiwa JE (2003) The socio-economic and environmental impacts of tourism development on the Okavango Delta, north-western Botswana. *Journal of Arid Environments* 54 (2):447-467. doi:http://dx.doi.org/10.1006/jare.2002.1101
- Mbaiwa JE (2005) The Socio-cultural Impacts of Tourism Development in the Okavango Delta, Botswana. *Journal of Tourism and Cultural Change* 2 (3):163-185. doi:10.1080/14766820508668662
- McAuliffe JR (1994) Landscape evolution, soil formation, and ecological patterns and processes in sonoran desert bajadas. *Ecological Monographs* 64 (2):111-148. doi:10.2307/2937038
- McCool FS (1996) Limits of acceptable change: a framework for managing national protected areas: experiences from the United States. Paper

- presented at the *Workshop on impact management in marine parks*, Kuala Lumpur, Malaysia, August 13-14
- McCool SF (2006) Managing for visitor experiences in protected areas: Promising opportunities and fundamental challenges. *Parks* 16 (2):3-9
- McCool SF, Cole DN (1997) *Proceedings*. Limits of Acceptable Change and related planning processes: progress and future directions; 1997 May 20–22. United States Department of Agriculture, Ogden, UT
- McGarigal K, Cushman SA (2005) *The gradient concept of landscape structure*. Issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge
- McGarigal K, Cushman SA, Stafford S (2000) *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Springer, New York. doi:10.1007/978-1-4612-1288-1
- McIntosh R (1967) The continuum concept of vegetation. *The Botanical Review* 33 (2):130-187. doi:10.1007/BF02858667
- McIntyre S, Barrett GW (1992) Habitat variegation, an alternative to fragmentation. *Conservation Biology* 6 (1):146-147. doi:10.1046/j.1523-1739.1992.610146.x
- McMahon G, Gregonis SM, Waltman SW, Omernik JM, Thorson TD, Freeouf JA, Rorick AH, Keys JE (2001) Developing a spatial framework of common ecological regions for the conterminous United States. *Environmental Management* 28 (3):293-316. doi:10.1007/s0026702429
- McMahon G, Wiken EB, Gauthier DA (2004) Toward a scientifically rigorous basis for developing mapped ecological regions. *Environmental Management* 34 (1):S111-S124. doi:10.1007/s00267-004-0170-2
- McNicol BJ (2016) The concept of environmental supply in national parks. En: McCool FS, Bosak K (eds) *Reframing Sustainable Tourism*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp 183-199. doi:10.1007/978-94-017-7209-9_11
- McHale MR, Mitchell MJ, McDonnell JJ, Cirimo CP (2000) Nitrogen solutes in an Adirondack forested watershed: Importance of dissolved organic nitrogen. *Biogeochemistry* 48 (2):165-184. doi:10.1023/A:1006121828108
- McHarg IL (1969) *Design with nature*. Doubleday and Company Inc., Garden City, New York
- Metzger MJ, Bunce RGH, Jongman RHG, Mùcher CA, Watkins JW (2005) A climatic stratification of the environment of Europe. *Global Ecology and Biogeography* 14 (6):549-563. doi:10.1111/j.1466-822X.2005.00190.x
- Micheli F, Levin N, Giakoumi S, Katsanevakis S, Abdulla A, Coll M, Frascchetti S, Kark S, Koutsoubas D, Mackelworth P, Maiorano L, Possingham HP (2013) Setting priorities for regional conservation planning in the Mediterranean sea. *PLoS ONE* 8 (4):e59038. doi:10.1371/journal.pone.0059038
- Middleton N, Thomas D (1997) *World Atlas of Desertification*. 2 edn. UNEP, ARNOLD (Hodder Headline Group), Great Britain
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Island Press, Washington DC
- Miller GR, Cable JM, McDonald AK, Bond B, Franz TE, Wang L, Gou S, Tyler AP, Zou CB, Scott RL (2012) Understanding ecohydrological connectivity in savannas: a system dynamics modelling approach. *Ecohydrology* 5 (2):200-220. doi:10.1002/eco.245

- Miller ME (2005) *The structure and functioning of dryland ecosystems: conceptual models to inform long-term ecological monitoring*. vol 2005-5197. U.S. Geological Survey Scientific Investigations
- Miller W, Collins MG, Steiner FR, Cook E (1998) An approach for greenway suitability analysis. *Landscape and Urban Planning* 42 (2–4):91-105. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00080-2
- Mittermeier RA, Myers N, Thomsen JB, Da Fonseca GAB, Olivieri S (1998) Biodiversity Hotspots and Major Tropical Wilderness Areas: Approaches to Setting Conservation Priorities. *Conservation Biology* 12 (3):516-520. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.012003516.x
- Moilanen A, Wilson KA, Possingham H (eds) (2009) *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press, New York
- Moldan F, Wright RF (1998) Changes in runoff chemistry after five years of N addition to a forested catchment at Gårdsjön, Sweden. *Forest Ecology and Management* 101 (1–3):187-197. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00135-7
- Mondal P (2011) Quantifying surface gradients with a 2-band Enhanced Vegetation Index (EVI2). *Ecological Indicators* 11 (3):918-924. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.10.006
- Montalvo J, Sanz LRr, de Pablo CL, Pineda FD (1993) Impact Minimization through Environmentally-based Site Selection: a Multivariate Approach. *Journal of Environmental Management* 38 (1):13-25. doi:http://dx.doi.org/10.1006/jema.1993.1026
- Moreno-de las Heras M, Saco PM, Willgoose GR, Tongway DJ (2012) Variations in hydrological connectivity of Australian semiarid landscapes indicate abrupt changes in rainfall-use efficiency of vegetation. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 117 (G3):2005–2012. doi:10.1029/2011JG001839
- Múgica M, De Lucio JV (1996) The role of on-site experience on landscape preferences. A case study at Doñana national park (Spain). *Journal of Environmental Management* 47 (3):229-239. doi:10.1006/jema.1996.0049
- Murray AG (2001) The use of simple models in the design and calibration of a dynamic 2D model of a semi-enclosed Australian bay. *Ecological Modelling* 136 (1):15-30. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00375-6
- Mustafa MH (2011) The Impacts of tourism development on the archaeological site of Petra and local communities in surrounding villages. *Asian Social Science* 7 (8):88-96
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Gustavo ABdF, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403 (6772):853-858. doi:http://dx.doi.org/10.1038/35002501
- Narayanan Y, Macbeth J (2009) Deep in the desert: merging the desert and the spiritual through 4WD Tourism. *Tourism Geographies* 11 (3):369-389. doi:10.1080/14616680903032783
- Naughton-Treves L (2012) Participatory zoning to balance conservation and development in protected areas. En: Ingram CJ, DeClerck F, Rumbaitis del Rio C (eds) *Integrating ecology and poverty reduction: The*

- application of ecology in development solutions*. Springer New York, New York, NY, pp 235-251. doi:10.1007/978-1-4614-0186-5_17
- Naughton-Treves L, Holland MB, Brandon K (2005) The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* 30 (1):219-252. doi:10.1146/annurev.energy.30.050504.164507
- Naughton L (2007) *Collaborative land use planning: Zoning for conservation and development in protected areas*. vol 4. Land Tenure Center. University of Wisconsin, Madison, USA
- Navarro Jurado E, Damian IM, Fernández-Morales A (2013) Carrying capacity model applied in coastal destinations. *Annals of Tourism Research* 43:1-19. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.annals.2013.03.005
- Neilson RP (1991) Climatic constraints and issues of scale controlling regional biomes. En: Holland MM, Risser PG, Naiman RJ (eds) *Ecotones: The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*. Springer US, Boston, MA, pp 31-51. doi:10.1007/978-1-4615-9686-8_3
- Newman BD, Wilcox BP, Archer SR, Breshears DD, Dahm CN, Duffy CJ, McDowell NG, Phillips FM, Scanlon BR, Vivoni ER (2006) Ecohydrology of water-limited environments: a scientific vision. *Water Resources Research* 42:W06302. doi:10.1029/2005WR004141
- Nielsen H, Spenceley A (2011) The success of tourism in Rwanda: Gorillas and more. En: Chuhan-Pole P, Angwafo M (eds) *Yes Africa can: Success stories from a dynamic continent*. The World Bank, Washington, DC, pp 231-249. doi:10.1596/978-0-8213-8745-0
- Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2007a) Monthly precipitation mapping of the Iberian Peninsula using spatial interpolation tools implemented in a Geographic Information System. *Theoretical and Applied Climatology* 89 (3-4):195-209. doi:10.1007/s00704-006-0264-2
- Ninyerola M, Pons X, Roure JM (2007b) Objective air temperature mapping for the Iberian Peninsula using spatial interpolation and GIS. *International Journal of Climatology* 27 (9):1231-1242. doi:10.1002/joc.1462
- Noy-Meir I (1973) Desert ecosystems: Environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:25-51
- O'Connor MI, Gonzalez A, Byrnes JEK, Cardinale BJ, Duffy JE, Gamfeldt L, Griffin JN, Hooper D, Hungate BA, Paquette A, Thompson PL, Dee LE, Dolan KL (2017) A general biodiversity–function relationship is mediated by trophic level. *Oikos* 126 (1):18-31. doi:10.1111/oik.03652
- O'Neill RV, Gardner RH, Turner MG (1992) A hierarchical neutral model for landscape analysis. *Landscape Ecology* 7 (1):55-61. doi:10.1007/BF02573957
- Oades JM (1993) The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56 (1):377-400. doi:http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(93)90123-3
- Okech RN (2010) Socio-cultural impacts of tourism on World Heritage Sites: Communities' perspective of Lamu (Kenya) and Zanzibar Islands. *Asia Pacific Journal of Tourism Research* 15 (3):339-351. doi:10.1080/10941665.2010.503624
- Okin GS, Heras MM-dl, Saco PM, Throop HL, Vivoni ER, Parsons AJ, Wainwright J, Peters DPC (2015) Connectivity in dryland landscapes:

- shifting concepts of spatial interactions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13 (1):20-27. doi:10.1890/140163
- Okin GS, Parsons AJ, Wainwright J, Herrick JE, Bestelmeyer BT, Peters DC, Fredrickson EL (2009) Do changes in connectivity explain desertification? *BioScience* 59 (3):237-244. doi:10.1525/bio.2009.59.3.8
- Oksanen J, Minchin PR (2002) Continuum theory revisited: what shape are species responses along ecological gradients? *Ecological Modelling* 157 (2/3):119-129. doi:10.1016/S0304-3800(02)00190-4
- Olaya V (2009) Basic land-surface parameters. En: Hengl T, Reuter H (eds) *Geomorphometry: Concepts, software, applications*, vol 33. Developments in Soil Science. Elsevier, Amsterdam-Oxford, pp 141-169
- Oldekop JA, Holmes G, Harris WE, Evans KL (2016) A global assessment of the social and conservation outcomes of protected areas. *Conservation Biology* 30 (1):133-141. doi:10.1111/cobi.12568
- Oliver MA (1990) Kriging: A method of interpolation for geographical information systems. *International Journal of Geographic Information Systems* 4:313–332
- Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, Underwood EC, D'Amico JA, Itoua I, Strand HE, Morrison JC, Loucks CJ, Allnutt TF, Ricketts TH, Kura Y, Lamoreux JF, Wettengel WW, Hedao P, Kassem KR (2001) Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on earth. *BioScience* 51 (11):933-938
- Olstad TA (2012) Understanding the science and art of ecoregionalization. *Professional Geographer* 64 (2):303-308. doi:10.1080/00330124.2011.603656
- Omernik JM (2004) Perspectives on the nature and definition of ecological regions. *Environmental Management* 34 (1):S27-S38. doi:10.1007/s00267-003-5197-2
- Openshaw S (ed) (1984) *The modifiable areal unit problem*. Geo Books, Norwich
- Organismo Autónomo Parques Nacionales (2016) Código de Parques Nacionales. Edición actualizada a 28 de diciembre de 2016. Ministerio de la Presidencia y para las Administraciones Territoriales. Gobierno de España. <https://boe.es/legislacion/codigos/codigo.php?id=148&modo=1¬a=0>. Accessed 04/01/2017
- Ozkan K (2014) Hierarchical modelling based ecological land classification in a forest district of mediterranean region, Turkey. *Environmental Engineering and Management Journal* 13 (4):979-990
- Padilla FM, Pugnaire FI (2007) Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. *Functional Ecology* 21 (3):489-495. doi:10.1111/j.1365-2435.2007.01267.x
- Palacios CJ, Tella JL (2003) Aves esteparias de Canarias: una comunidad en peligro. *Quercus* 209:14-21
- Palomo I, Martín-López B, Potschin M, Haines-Young R, Montes C (2013) National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flows. *Ecosystem Services* 4:104-116. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.09.001
- Palomo I, Montes C, Martín-López B, González JA, García-Llorente M, Alcorlo P, Mora MRG (2014) Incorporating the social–ecological approach in

- protected areas in the anthropocene. *BioScience* XX:1-11. doi:10.1093/biosci/bit033
- Papadimitriou F (2002) Modelling indicators and indices of landscape complexity: an approach using G.I.S. *Ecological Indicators* 2 (1–2):17-25. doi:10.1016/S1470-160X(02)00052-3
- Parker KC, Bendix J (1996) Landscape-scale geomorphic influences on vegetation patterns in four environments. *Physical Geography* 17 (2):113-141
- Pataki DE, Bush SE, Gardner P, Solomon DK, Ehleringer JR (2005) Ecohydrology in a Colorado river riparian forest: Implications for the decline of *Populus fremontii*. *Ecological Applications* 15 (3):1009-1018. doi:10.2307/4543411
- Peralvo M, Sierra R, Young KR, Ulloa CU (2007) Identification of biodiversity conservation priorities using predictive modeling: An Application for the Equatorial Pacific Region of South America. *Biodiversity and Conservation* 16 (9):2649-2675. doi:10.1007/s10531-006-9077-y
- Petford N, Cruden AR, McCaffrey KJW, Vignerresse JL (2000) Granite magma formation, transport and emplacement in the Earth's crust. *Nature* 408 (6813):669-673
- Phillips A (2003) Un paradigma moderno. *Conservación Mundial* 2:6-7
- Picon-Lefebvre V (2011) Introduction: Desert tourism then and now. En: Picon-Lefebvre V, Chaouni A (eds) *Desert Tourism: tracing the fragile edges of development*. Harvard Graduate School of Design, Wilmington, Massachusetts, p 151
- Pigram J (1983) *Outdoor recreation and resource management*. St. Martin's Press, New York
- Pimbert MP, Pretty JN (1995) Parks, people and professionals: Putting 'participation' into protected area management. En: Ghimire KB, Pimbert MP (eds) *Social change and conservation: Environmental politics and impacts of national parks and protected areas*. Earthscan Publications, London, UK, pp 297-330
- Pineda FD, Escudero JC, Hiraldo F, García-Novo F, Bernáldez FG, Merino J, Ramírez L, Ramos A, Ribero JC, Sancho F, Sainz H (1974) Terrestrial ecosystems adjacent to large reservoirs. Ecological survey and impact diagnosis. Paper presented at the *XI Congress of International Commission on Large Dams*, Madrid, 11-16 June 1973
- Pineda FD, Gallardo A, Schmitz MF, Ruiz-Labourdette D, Gaspar D, Santana A, Rodríguez AJ, Díaz P, Tejedor ML, Rodríguez A, Wildpret W, Martín Osorio VE, Donazar JA, De Nicolás JP, De Lucio JV, Hernández S, De los Santos A, Gilberto P (2010) *Estudio para el Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (PORN) de la propuesta de Parque Nacional de Fuerteventura. Primera Fase (Proy 314/2006; 228/2008, UCM)*. Cabildo de Fuerteventura, Puerto del Rosario-Madrid-La Laguna
- Pineda FD, Ruiz-Labourdette, D., Montes, C., Martín, B., Jiménez, L., Casado, M.A., Muñoz Municio, C., Gil, T., De las Heras, P., González, N., Cuevas, J.A., De Miguel, J.M., Roblas, N., Rozas, C., García Avilés, J., Roldán, M.J., Gómez Sal, A., Fernández Sañudo, P. & Schmitz, M.F. (2004) *Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN) de la Sierra de Guadarrama. Sección Naturaleza. Memoria. Informe para la Consejería de Medio Ambiente*. Comunidad de Madrid-Universidad

- Complutense de Madrid y Consejería de Medio Ambiente-Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, Madrid
- Pineda FD, Schmitz MF (2003) Tramas espaciales del paisaje. Conceptos, aplicabilidad y temas urgentes para la planificación territorial. En: García Mora MR (ed) *las áreas protegidas en la cuenca mediterránea*. Junta de Andalucía, Sevilla, pp 9-28
- Pineda FD, Schmitz MF (2011) *Conectividad ecológica territorial. Estudio de casos de conectividad ecológica y socioeconómica*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, Spain
- Pivovarov I (2015) Systematic approach in ecological zoning. *Journal of Engineering and Applied Sciences* 10 (1):11-15. doi:10.3923/jeasci.2015.11.15
- Pivovarov I, Makhovikov A (2016) Statistical methods of ecological zoning. *Research Journal of Applied Sciences* 11 (6):321-326. doi:10.3923/rjasci.2016.321.326
- Porporato A, D'Odorico P, Laio F, Ridolfi L, Rodriguez-Iturbe I (2002) Ecohydrology of water-controlled ecosystems. *Advances in Water Resources* 25 (8–12):1335-1348. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0309-1708(02)00058-1
- Porporato A, Rodriguez-Iturbe I (2002) Ecohydrology-a challenging multidisciplinary research perspective / Ecohydrologie: une perspective stimulante de recherche multidisciplinaire. *Hydrological Sciences Journal* 47 (5):811-821. doi:10.1080/02626660209492985
- Portillo RB (2006) *El turismo de naturaleza en España y su plan de impulso* Estudios Turísticos, vol 169-170. Secretaría General de Turismo. Ministerio de Industria, Turismo y comercio, Madrid, ES
- Pressey RL, Humphries CJ, Margules CR, Vane-Wright RI, Williams PH (1993) Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection *Trends in Ecology and Evolution* 8:124–128. doi:10.1016/0169-5347(93)90023-I
- Pringle CM (2001a) Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecological Applications* 11 (4):981-998
- Pringle CM (2001b) Hydrologic connectivity: A call for greater emphasis in wilderness management. *International Journal of Wilderness* 7(3):21-26. (3):21-26
- Pringle CM (2006) Hydrologic connectivity: a neglected dimension of conservation biology. En: Crooks KR, Sanjayan M (eds) *Connectivity Conservation*. 1st edn. Cambridge University Press, Cambridge,
- Priskin J, McCool S (2006) The visitor experience: an essential component of protected area stewardship. *Parks* 16 (2)
- Puigdefábregas J (1996) *El papel de la vegetación en la conservación del suelo en ambientes semiáridos*. Erosión y recuperación de tierras en áreas marginales. Instituto de Estudios Riojanos. Sociedad Española de Geomorfología., Logroño
- Ravi S, D'Odorico P, Okin GS (2007) Hydrologic and aeolian controls on vegetation patterns in arid landscapes. *Geophysical Research Letters* 34 (24):n/a-n/a. doi:10.1029/2007GL031023

- Ravi S, D'Odorico P, Wang L, Collins S (2008) Form and function of grass ring patterns in arid grasslands: the role of abiotic controls. *Oecologia* 158 (3):545-555. doi:10.1007/s00442-008-1164-1
- Ravi S, D'Odorico P, Wang L, White CS, Okin GS, Macko SA, Collins SL (2009) Post-fire resource redistribution in desert grasslands: A possible negative feedback on land degradation. *Ecosystems* 12 (3):434-444. doi:10.1007/s10021-009-9233-9
- Razola I, Benayas JMR, Montaña Edl, Cayuela L (2006) Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas* 15 (2):34-41
- Read L, Lawrence D (2006) Interactions between water availability and nutrient cycling in dry tropical forests. En: D'Odorico P, Porporato A (eds) *Dryland Ecohydrology*. Springer, Netherlands, pp 217-232. doi:10.1007/1-4020-4260-4_13
- Reed MS (2008) Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141 (10):2417-2431. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.014
- Reichel A, Uriely N, Shani A (2008) Ecotourism and simulated attractions: tourists' attitudes towards integrated sites in a desert area. *Journal of Sustainable Tourism* 16 (1):23-41
- Reid KD, Wilcox BP, Breshears DD, MacDonald L (1999) Runoff and erosion in a piñon-juniper woodland: Influence of vegetation patches. *Soil Science Society of America Journal* 63 (6):1869-1879
- Reid M, Schwab W (2006) Barriers to sustainable development: Jordan's sustainable tourism strategy. *Journal of Asian & African Studies (Sage Publications, Ltd)* 41 (5/6):2-2
- Rengasamy P (2006) World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany* 57 (5):1017-1023. doi:10.1093/jxb/erj108
- Rescia A, Schmitz MF, Martín de Agar P, De Pablo CL, Atauri JA, Pineda FD (1994) Influence of landscape complexity and land management on woody plant diversity in northern Spain. *Journal of Vegetation Science* 5:505-516
- Reuter HI, Hengl T, Gessler P, Soille P (2009) Preparation of DEMs for geomorphometric analysis. En: Hengl T, Reuter H (eds) *Geomorphometry: Concepts, software, applications*, vol 33. Developments in Soil Science. Elsevier, Amsterdam-Oxford, pp 87-120
- Reynolds J, Maestre FT, Stafford Smith DM, Lambin EF (2007a) Natural and human dimensions of land degradation: causes and consequences En: Canadell JG, Pataki DE, Pitelka LF (eds) *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. Springer, Berlin, pp 247-257
- Reynolds JF (2013) Desertification. En: Levin SA (ed) *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. Academic Press, Waltham, pp 479-494. doi:http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00289-6
- Reynolds JF (2017) Desertification. En: *Reference Module in Life Sciences*. Elsevier. doi:http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.02089-6
- Reynolds JF, Smith DMS, Lambin EF, II BLT, Mortimore M, Batterbury SPJ, Downing TE, Dowlatabadi H, Fernández RJ, Herrick JE, Huber-Sannwald E, Jiang H, Leemans R, Lynam T, Maestre FT, Ayarza M, Walker B (2007b) Global desertification: Building a science for dryland development. *Science* 316 (5826):847-851. doi:10.1126

- Reynolds JF, Stafford Smith DM (2002) Do humans cause deserts? . En: Reynolds JF, Stafford Smith DM (eds) *Global desertification. Do humans cause deserts?* , vol 88. Dahlem University Press Berlin, pp 1-25
- Rich PM, William A. Hetrick, Saving SC Using viewshed models to calculate intercepted solar radiation: applications in ecology. In: *ACSM/ASPRS Annual Convention & Exposition*, Bethesda, MD, 1994. American Congress on Surveying & Mapping/American Society for Photogrammetry and Remote Sensing, pp 524-529
- Richards JH, Caldwell MM (1987) Hydraulic lift: Substantial nocturnal water transport between soil layers by *Artemisia tridentata* roots. *Oecologia* 73 (4):486-489. doi:10.1007/BF00379405
- Ríos-Jara E, Galván-VillaFabián CM, Rodríguez-Zaragoza A, López-Uriarte E, Muñoz-Fernández VT (2013) The tourism carrying capacity of underwater trails in Isabel Island National Park, Mexico. *Environmental Management* 52 (2):335-347. doi:10.1007/s00267-013-0047-3
- Rivas-Martínez S, Rivas-Saenz S (2009) Worldwide bioclimatic classification system 1996-2009. Phytosociological Research Center. <http://www.globalbioclimatics.org>. Accessed 05/12/2012
- Roberts RD, Roberts TM (eds) (1984) *Planning and Ecology*. Chapman and Hall, London
- Robinson AH (1987) *Elementos de cartografía*. OMEGA, Barcelona
- Rodríguez-Iturbe I (2000) Ecohydrology: a hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research* 36 (1):3-9
- Rodríguez-Iturbe I, D'Odorico P, Porporato A, Ridolfi L (1999) On the spatial and temporal links between vegetation, climate, and soil moisture. *Water Resources Research* 35 (12):3709-3722. doi:10.1029/1999WR900255
- Rodríguez-Iturbe I, Porporato A (2005) *Ecohydrology of water-controlled ecosystems: soil moisture and plant dynamics*. Cambridge University Press, New York, USA
- Rodríguez AJ, Díaz P, Ruiz Labourdette D, Pineda FD, Schmitz MF, Santana A (2010) Selection, design and dissemination of Fuerteventura's projected tourism image (Canary isles). En: Favro S, Brebbia CA (eds) *Island sustainability*. Wit Press, Southampton pp 13-24
- Rodríguez LO, Young KR (2000) Biological diversity of Peru: Determining priority areas for conservation. *Ambio* 29 (6):329-337
- Rodríguez O, García A, Reyes JA (2000) Estudio fitosociológico de la vegetación actual de Fuerteventura (Islas Canarias). *Vieraea* 28:61-98
- Rodríguez PD (2015) *Cambio cultural e imagen turística. efectos de los procesos de reconfiguración y consumo de imágenes proyectadas*. Universidad Pablo de Olavide, Sevilla
- Rodríguez Rodríguez A, Luis Mora J, Arbelo C, Bordon J (2005) Plant succession and soil degradation in desertified areas (Fuerteventura, Canary Islands, Spain). *CATENA* 59 (2):117-131. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2004.07.002
- Roe D (2008) The origins and evolution of the conservation-poverty debate: A review of key literature, events and policy processes. *Oryx* 42 (4):491-503
- Roggenbuck JW (2000) Facilitating high-quality visitor experiences at national wildlife refuges. En: Fulton DC, Nelson KC, Anderson H, Lime DW (eds)

- Human dimensions of natural resource management: emerging issues and practical applications*, . Cooperative Park Studies Program, University of Minnesota, St Paul, pp 11-29
- Roman GJ, Dearden P, Rollins R (2007) Application of zoning and "Limits of Acceptable Change" to manage snorkelling tourism. *Environmental Management* 39 (6):819-830. doi:10.1007/s00267-006-0145-6
- Romano N, Palladino M (2002) Prediction of soil water retention using soil physical data and terrain attributes. *Journal of Hydrology* 265 (1-4):56-75. doi:http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00094-X
- Rosenfeld D, Rudich Y, Lahav R (2001) Desert dust suppressing precipitation: A possible desertification feedback loop. *Proceedings of the National Academy of Sciences - PNAS* 98 (11):5975-5980. doi:10.1073/pnas.101122798
- Rowe JS (1980) Common denominator of land classification in Canada - ecological approach to mapping. *Forestry Chronicle* 56 (1):19-20
- Rowe JS (1996) Land classification and ecosystem classification. *Environmental Monitoring and Assessment* 39 (1-3):11-20. doi:10.1007/BF00396131
- Roy SD, Jackson P (1993) Mayhem in Manas: The threats to India's wildlife reserves. En: Kemf E (ed) *Indigenous peoples and protected areas: The law of mother earth*. Earthscan, London, pp 156-161
- Ruggiero G, Verdiani G, Sasso SD (2012) Evaluation of carrying capacity and territorial environmental sustainability. *Journal of Agricultural Engineering* 43 (2):65-71. doi:http://dx.doi.org/10.4081/jae.2012.e10.
- Ruiz-Labourdette D, Schmitz MF, Montes C, Pineda FD (2010) Zoning a protected area: Proposal based on a multi-thematic approach and final decision. *Environmental Modeling & Assessment* 15 (6):531-547
- Ruiz CR, Luque AY, Jaén MVM (2006) Las áreas arreicas en la organización hídrica de las islas volcánicas atlánticas (Azores, Madeira, Canarias y Cabo Verde). Paper presented at the *Geomorfología y territorio. IX Reunión Nacional de Geomorfología*, Santiago de Compostela, 13-15 de septiembre
- Ruiz RC, Cabrera JMT (2011) *Inventario de recursos vulcanológicos de Fuerteventura*. Consejería de Turismo del Cabildo de Fuerteventura, Fuerteventura
- Ryan C, Stewart M (2009) Eco-tourism and luxury - the case of Al Maha, Dubai. *Journal of Sustainable Tourism* 17 (3):287-301. doi:10.1080/09669580802366587
- Sabatini MdC, Verdiell A, Iglesias RMR, Vidal M (2007) A quantitative method for zoning of protected areas and its spatial ecological implications. *Journal of Environmental Management* 83 (2):198-206. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.02.005
- Safriel U (2009) Deserts and desertification: Challenges but also opportunities. *Land Degradation & Development* 20 (4):353-366. doi:10.1002/ldr.935
- Safriel U (2017) *Land degradation neutrality (LDN) in drylands and beyond – where has it come from and where does it go*, vol 51. vol 1B. doi:10.14214/sf.1650
- Safriel UN (2007) The assessment of global trends in land degradation. En: Sivakumar MVK, Ndiang'ui N (eds) *Climate and Land Degradation*.

- Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 1-38. doi:10.1007/978-3-540-72438-4_1
- Sala OE, Golluscio RA, Lauenroth WK, Soriano A (1989) Resource partitioning between shrubs and grasses in the Patagonian steppe. *Oecologia* 81 (4):501-505. doi:10.1007/BF00378959
- Sánchez MdSA (2013) *El reto del turismo en los espacios naturales protegidos españoles: la integración entre conservación, calidad y satisfacción*. Universidad Complutense de Madrid, Madrid
- Sancho Royo F (1974) *Actitudes ante el paisaje. Estudio experimental*. Anales de la Universidad Hispalense, Ciencias vol 19. Publicaciones de la Universidad de Sevilla, Sevilla
- Sang N, Ode Sang Å (2015) *A review on the state of the art in scenario modelling for environmental management*. The Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden
- Santana-Jiménez Y, Hernández JM (2011) Estimating the effect of overcrowding on tourist attraction: The case of Canary Islands. *Tourism Management* 32 (2):415-425. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.tourman.2010.03.013
- Santarém F, Paiva F (2015) Conserving desert biodiversity through ecotourism. *Tourism Management Perspectives* 16:176-178. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.tmp.2015.07.016
- Sappington JM, Longshore KM, Thomson DB (2007) Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: A case study using bighorn sheep in the Mojave desert *Journal of Wildlife Management* 71 (5):1419-1426
- Sayre NF (2008) The genesis, history, and limits of carrying capacity. *Annals of the Association of American Geographers* 98 (1):120-134. doi:10.1080/00045600701734356
- SCBD, WTO, UNEP (2009) *Tourism for nature and development: A good practice guide*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, World Tourism Organization and the United Nations Environment Programme, Montreal
- SCDB (2015) *Tourism supporting biodiversity. A manual on applying the CBD guidelines on biodiversity and tourism development*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal
- Scott CA, Walter MF, Nagle GN, Walter MT, Sierra NV, Brooks ES (2001) Residual phosphorus in runoff from successional forest on abandoned agricultural land: 1. Biogeochemical and hydrological processes. *Biogeochemistry* 55 (3):293-310. doi:10.1023/A:1011877214723
- Schachtschneider K (2001) Water Demand Management and tourism in arid countries – lessons learnt from Namibia. Paper presented at the 2nd WARFSA/WaterNet Symposium: Integrated Water Resources Management: Theory, Practice, Cases, Cape Town, 30 – 31 October
- Scherr SJ (1999) *Soil degradation: A threat to developing-country food security by 2020?* Food, Agriculture, and the Environment Discussion Paper 27. International Food Policy Research Institute, Washington DC
- Schlesinger WH, Reynolds JE, Cunningham GL, Huenneke LE, Jarrell WM, Virginia RA, Whitford WG (1990) Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247:1043-1048
- Schmitz MF, De Aranzabal I, Pineda FD (2007) Spatial analysis of visitor preferences in the outdoor recreational niche of Mediterranean cultural

- landscapes. *Environmental Conservation* 34 (4):300-312. doi:<http://dx.doi.org/10.1017/S0376892907004249>
- Schmitz MF, Fernández-Sañudo P, De Aranzabal I, Pineda FD (2004) Visitors' valuation of natural and cultural landscapes: space-preferences coincidence analysis. En: Pineda FD, Brebbia CA (eds) *Sustainable Tourism*. WIT Press, Southampton, Boston,, pp 307–317
- Schmitz MF, Matos DGG, De Aranzabal I, Ruiz-Labourdette D, Pineda FD (2012) Effects of a protected area on land-use dynamics and socioeconomic development of local populations. *Biological Conservation* 149 122–135. doi:10.1016/j.biocon.2012.01.043
- Schmitz MF, Pineda FD, Castro H, De Aranzabal I, Aguilera P (eds) (2004) *Cultural landscape and socioeconomic structure. Environmental value and demand for tourism in a Mediterranean territory*. Junta de Andalucía, Sevilla, Spain
- Schmitz MF, Pineda FD, De Aranzabal I, Álvarez MC (2006a) Conectividad territorial: procesos horizontales del paisaje e interferencias del transporte humano. *Carreteras* 150:26-42
- Schmitz MF, Ruiz Labourdette D, Sañudo PF, Montes C, Pineda FD (2006b) Participation of visitors in the management design of protected natural areas. En: Brebbia CA, Pineda FD (eds) *Sustainable tourism II*. WIT Press, Boston, pp 139-148
- Schulz C, Koch R, Cierjacks A, Kleinschmit B (2017) Land change and loss of landscape diversity at the Caatinga phytogeographical domain – Analysis of pattern-process relationships with MODIS land cover products (2001–2012). *Journal of Arid Environments* 136:54-74. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.10.004>
- Schuster C, Lebrija JJI, Carrascal LM (2012) Tendencias poblacionales recientes de la avutarda hubara en las Islas Canarias: análisis metodológico y estado de conservación. *Animal Biodiversity and Conservation* 35 (1):125-139
- Schwinning S, Sala OE (2004) Hierarchy of responses to resource pulses in arid and semi-arid ecosystems. *Oecologia* 141 (2):211-220. doi:10.1007/s00442-004-1520-8
- Sen A, Srivastava M (eds) (1990) *Regression analysis. Theory, methods and applications*. Springer-Verlag New York
- Seoane J, Kouri A, Illera JC, Palomino D, Alonso CL, Carrascal LM (2010) *La tarabilla canaria en España. Población reproductora en 2005-2006 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid
- Sharma UR (1990) An overview of park-people interactions in Royal Chitwan National Park, Nepal. *Landscape and Urban Planning* 19 (2):133-144. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046\(90\)90049-8](http://dx.doi.org/10.1016/0169-2046(90)90049-8)
- Shaver G, Nadelhoffer K, Giblin A (1991) Biogeochemical diversity and element transport in a heterogeneous landscape, the North Slope of Alaska. En: Turner M, Gardner, RH (ed) *Quantitative methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag, New York, pp 105–126
- Sheail J, Bunce RGH (2003) The development and scientific principles of an environmental classification for strategic ecological survey in the United Kingdom. *Environmental Conservation* 30 (2):147-159
- Shoup J (1985) The Impact of Tourism on the Bedouin of Petra. *Middle East Journal* 39 (2):277-291

- Simonneaux V, Cheggour A, Deschamps C, Mouillot F, Cerdan O, Le Bissonnais Y (2015) Land use and climate change effects on soil erosion in a semi-arid mountainous watershed (High Atlas, Morocco). *Journal of Arid Environments* 122:64-75. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.06.002
- Sims R, Corns IW, Klinka K (1996) Introduction-global to local: Ecological land classification. *Environmental Monitoring and Assessment* 39 (1-3):1-10. doi:10.1007/BF00396130
- Smalley G, Sharber L, Gregory J (1996) Ecological land classification as a basic theme for the management of wildlands in Tennessee: A start. *Environmental Monitoring and Assessment* 39 (1-3):579-588. doi:10.1007/BF00396170
- Smith RL, Smith TM (2007) *Ecología*. 6ª edn. Pearson Addison-Wesley, Madrid
- Snelder T, Lehmann A, Lamouroux N, Leathwick J, Allenbach K (2010) Effect of classification procedure on the performance of numerically defined ecological regions. *Environmental Management* 45 (5):939-952. doi:10.1007/s00267-010-9465-7
- Snyman S (2014) Assessment of the main factors impacting community members' attitudes towards tourism and protected areas in six southern African countries. *Koedoe* 56 (2):1-12
- Snyman SL (2012) The role of tourism employment in poverty reduction and community perceptions of conservation and tourism in southern Africa. *Journal of Sustainable Tourism* 20 (3):395-416. doi:10.1080/09669582.2012.657202
- Spellemberg IF (1992) *Evaluation and assessment for conservation*. Chapman & Hall, London
- Spenceley A (2015) Tourism and the IUCN World Parks Congress 2014. *Journal of Sustainable Tourism* 23 (7):1114-1116. doi:10.1080/09669582.2015.1046704
- Spenceley A, Meyer D (eds) (2015) *Tourism and poverty reduction: Impacts and principles in developing countries*. Routledge, London
- Spenceley A, Snyman S (2016) Protected area tourism: Progress, innovation and sustainability. *Tourism and Hospitality Research* 17 (1):3-7. doi:10.1177/1467358416646646
- Spinoni J, Vogt J, Naumann G, Carrao H, Barbosa P (2015) Towards identifying areas at climatological risk of desertification using the Köppen–Geiger classification and FAO aridity index. *International Journal of Climatology* 35 (9):2210-2222. doi:10.1002/joc.4124
- Stafford Smith DM, Abel N, Walker B, Chapin FS (2009) Drylands: Coping with uncertainty, thresholds, and changes in state. En: Folke C, Kofinas GP, Chapin FS (eds) *Principles of ecosystem stewardship: Resilience-based natural resource management in a changing world*. Springer New York, New York, NY, pp 171-195. doi:10.1007/978-0-387-73033-2_8
- Stafford Smith DM, Reynolds JF (2002) Desertification: a new paradigm for an old problem. En: Reynolds JF, Smith DMS (eds) *Global Desertification: Do Humans Cause Deserts?*. Dahlem University Press, Berlin, pp 403-424
- Stankey GH, Cole DN, Lucas RC, Petersen ME, Frissell SS (1985) *The Limits of Acceptable Change (LAC) System for Wilderness Planning*. General

- Technical Report INT-176. USDA Forest Service. Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT
- Steffen W, Crutzen PJ, McNeill JR (2007) The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature? *Ambio* 36 (8):614-621
- Steinhardt U, Volk M (2003) Meso-scale landscape analysis based on landscape balance investigations: problems and hierarchical approaches for their resolution. *Ecological Modelling* 168 (3):251-265. doi:10.1016/S0304-3800(03)00140-6
- Steinitz C, Arias H, Bassett S, Flaxman M, Goode T, Maddock T, Mouat D, Peiser R, Shearer A (2003) *Alternative futures for changing landscapes. The upper San Pedro river basin in Arizona and Sonora*. Island Press, Washington
- Stewart J, Parsons AJ, Wainwright J, Okin GS, Bestelmeyer BT, Fredrickson EL, Schlesinger WH (2014) Modeling emergent patterns of dynamic desert ecosystems. *Ecological Monographs* 84 (3):373-410. doi:10.1890/12-1253.1
- Stieglitz M, Shaman J, McNamara J, Engel V, Shanley J, Kling GW (2003) An approach to understanding hydrologic connectivity on the hillslope and the implications for nutrient transport. *Global Biogeochemical Cycles* 17 (4):1105. doi:10.1029/2003GB002041
- Stolton S, Dudley N (eds) (2010) *Arguments for protected areas. Multiple benefits for conservation and use* Earthscan, London
- Stringer LC, Dougill AJ, Fraser E, Hubacek K, Prell C, Reed MS (2006) Unpacking "participation" in the adaptive management of social-ecological systems: a critical review. *Ecology and Society* 11 (2):39 (online) <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss32/art39/>
- Suescún OAR, Jaramillo JJA, Peláez JDL (2005) Surface runoff fluxes of nutrients in montane forests in piedras blancas region, antioquia (Colombia) *Meteorología Colombiana* 9:23-29
- Talavera AS, Darias AJR, Díaz P, Ramos ÁM (2010) Innovación con compromisos. Retos en la renovación de la imagen en destinos turísticos maduros (Fuerteventura, islas Canarias). En: Hernández Martín R, Talavera AS (eds) *Destinos maduros ante el cambio. Reflexiones desde Canarias*. Instituto Universitario de Ciencias Políticas y Sociales, Universidad de La Laguna, Tenerife, pp 137-156
- Talavera AS, Darias AJR, Rodríguez PD (2011) La percepción del paisaje en la declaración de un parque nacional en las zonas áridas de Fuerteventura. En: Simancas Cruz M, A. CR (eds) *Retos y perspectivas de la gestión del paisaje en Canarias*. Observatorio del paisaje. Gobierno de Canarias. Univ. Menéndez Pelayo, Santa Cruz de Tenerife,
- Tantipisanuh N, Savini T, Cutter P, Gale GA (2016) Biodiversity gap analysis of the protected area system of the Indo-Burma Hotspot and priorities for increasing biodiversity representation. *Biological Conservation* 195:203-213. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.043>
- Tarhouni M, Ben Salem F, Ouled Belgacem A, Neffati M (2010) Acceptability of plant species along grazing gradients around watering points in Tunisian arid zone. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 205 (7):454-461. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2009.12.020>
- Teh LCL, Teh LSL, Jumin R (2013) Combining human preference and biodiversity priorities for marine protected area site selection in Sabah,

- Malaysia. *Biological Conservation* 167:396-404. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2013.09.002>
- Tejedor M, Jiménez Mendoza CC, Díaz Peña F, Rivero Ceballos JL, Corral Quintana S, Legna Verna C (2013) *Estrategia de lucha contra la desertificación en Canarias*. Consejería de Educación, Universidades y Sostenibilidad, Gobierno de Canarias,
- Thornthwaite CW, Mather JR (1957) Instructions and tables for computing potencial evapotranspiration and the water balance. *Publications in Climatology* 10 (3):183-311
- Tisdell C, Wilson C (2012) *Nature-based tourism and conservation, new economic insights and case studies*. Edward Elgar, Northampton, Massachusetts. doi:10.4337/9781781005163
- Todd SW (2006) Gradients in vegetation cover, structure and species richness of Nama-Karoo shrublands in relation to distance from livestock watering points. *Journal of Applied Ecology* 43 (2):293-304. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01154.x
- Trakhtenbrot A, Kadmon R (2005) Environmental cluster analysis as a tool for selecting complementary networks of conservation sites. *Ecological Applications* 15 (1):335-345. doi:10.2307/4543357
- Tran LT, Knight CG, O'Neill RV, Smith ER, O'Connell M (2003) Self-organizing maps for integrated environmental assessment of the mid-atlantic region. *Environmental Management* 31 (6):822-835. doi:10.1007/s00267-003-2917-6
- Trenberth KE (1999) Atmospheric moisture recycling: Role of advection and local evaporation. *Journal of Climate* 12 (5):1368
- Tullot IF (1955) Factores que gobiernan el clima de las islas Canarias. *Estudios geográficos* 16 (58):5-21
- Tullot IF (ed) (2000) *Climatología de España y Portugal*. Universidad de Salamanca, Salamanca, España
- Turnbull L, Wainwright J, Brazier RE (2008) A conceptual framework for understanding semi-arid land degradation: ecohydrological interactions across multiple-space and time scales. *Ecohydrology* 1 (1):23-34. doi:10.1002/eco.4
- Turnbull L, Wilcox BP, Belnap J, Ravi S, D'Odorico P, Childers D, Gwenzi W, Okin G, Wainwright J, Caylor KK, Sankey T (2012) Understanding the role of ecohydrological feedbacks in ecosystem state change in drylands. *Ecohydrology* 5 (2):174-183. doi:10.1002/eco.265
- Turner MG (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197. doi:10.2307/2097089
- Turner MG (2005) Landscape ecology: what is the state of the science? . *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36:319-344
- Turner MG, Gardner RH, O'Neill RV (2001) *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer New York
- UNEP-WCMC, IUCN (2016) *Protected Planet Report 2016*. UNEP-WCMC, IUCN, Cambridge UK and Gland, Switzerland
- UNEP (2006) *Tourism and deserts: a practical guide to managing the social and environmental impacts in the desert recreation sector*. United Nations Environment Programme, Paris
- UNEP (2012) *GEO-5, Global Environment Outlook. Environment for the future we want* UNEP, Malta

- UNWTO (2007) *Sustainable development of tourism in deserts - guidelines for decision makers*. World Tourism Organization, Madrid, Spain
- UNWTO (2012a) *Tourism in the green economy. Background report*. United Nations Environment Programme and World Tourism Organization, Madrid
- UNWTO (2012b) *UNWTO Tourism highlights*. World Tourism Organization, Madrid, Spain
- UNWTO (2015) Aprobación de la resolución " Promoción del turismo sostenible, incluido el ecoturismo, para la erradicación de pobreza y protección del medio ambiente". Organismo especializados de las Naciones Unidas. Organización Mundial del Turismo. <http://media.unwto.org/es/press-release/2015-01-15/asamblea-general-de-las-naciones-unidas-el-turismo-sostenible-como-instrume>. Accessed 27/03/2017
- Urban D, Miller C, Halpin P, Stephenson N (2000) Forest gradient response in Sierran landscapes: the physical template. *Landscape Ecology* 15 (7):603-620. doi:10.1023/A:1008183331604
- Urban DL, O'Neill RV, Shugart HH, Jr. (1987) Landscape Ecology. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* 37 (2):119-127. doi:10.2307/1310366
- Urquí LC, Suárez-Valgrande JP (2011) *Proyecto Geosites: aportación española al patrimonio geológico mundial*. Instituto Geológico y Minero de España Madrid
- Valdés A, García D (2009) Applying a continua landscape approach to evaluate plant response to fragmentation: *Primula vulgaris* in the Cantabrian mountains. *Applied Vegetation Science* 12 (4):504-515. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01049.x
- Van Auken OW (2000) Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31 (1):197-215. doi:10.1146/annurev.ecolsys.31.1.197
- Van Marwijk RBM, Elands BHM, Kampen JK, Terlouw S, Pitt DG, Opdam P (2012) Public perceptions of the attractiveness of restored nature. *Restoration Ecology* 20 (6):773-780. doi:10.1111/j.1526-100X.2011.00813.x
- Verón SR, Paruelo JM, Oesterheld M (2006) Assessing desertification. *Journal of Arid Environments* 66 (4):751-763. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.01.021
- Villagra PE, Defossé GE, del Valle HF, Tabeni S, Rostagno M, Cesca E, Abraham E (2009) Land use and disturbance effects on the dynamics of natural ecosystems of the Monte Desert: Implications for their management. *Journal of Arid Environments* 73 (2):202-211. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.08.002
- Villagra PE, Meglioli PA, Pugnaire FI, Vidal B, Aranibar J, Jobbágy E (2013) La regulación de la partición del agua en zonas áridas y sus consecuencias en la productividad del ecosistema y disponibilidad de agua para los habitantes. En: Lara A, Laterra P, Manson R, Barrantes G (eds) *Servicios ecosistémicos hídricos: Estudios de caso en América Latina y el Caribe*. Red ProAgua CYTED, Imprenta América, Valdivia, Chile, p 312
- Villasante S, Lopes PFM, Coll M (2016) The role of marine ecosystem services for human well-being: Disentangling synergies and trade-offs at multiple

- scales. *Ecosystem Services* 17:1-4.
doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.022>
- Vorosmarty CJ, L  v  que C, Revenga C, Bos R, Caudill C, Chilton J, Douglas EM, Meybeck M, Prager D, Balvanera P, Barker S, Maas M, Nilsson C, Oki T, Reidy CA (2005) Fresh water. En: Hassan R, Scholes R, Ash N (eds) *Ecosystems and human well-being: current state and trends. Millennium Ecosystem Assessment* vol 1. Island Press, Washington, Covelo, London, pp 165-207
- Wagener T, McIntyre N, Lees MJ, Wheater HS, Gupta HV (2003) Towards reduced uncertainty in conceptual rainfall-runoff modelling: dynamic identifiability analysis. *Hydrological Processes* 17 (2):455-476. doi:10.1002/hyp.1135
- Wagner HH, Fortin M-J, xe (2005) Spatial analysis of landscapes: Concepts and statistics. *Ecology* 86 (8):1975-1987
- Walters CJ, Korman J, Stevens LE, Gold B (2000) Ecosystem modeling for evaluation of adaptive management policies in the Grand Canyon. *Ecology and Society* 4 (Online) <http://hdl.handle.net/10535/2703>
- Wallace KJ (2007) Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246
- Wang L, D'Odorico P, Evans JP, Eldridge DJ, McCabe MF, Caylor KK, King EG (2012a) Dryland ecohydrology and climate change: critical issues and technical advances. *Hydrology and Earth System Sciences* 16 (8):2585-2603
- Wang L, D'Odorico P, Manzoni S, Porporato A, Macko S (2009) Soil carbon and nitrogen dynamics in southern African savannas: the effect of vegetation-induced patch-scale heterogeneities and large scale rainfall gradients. *Climatic Change* 94 (1-2):63-76. doi:10.1007/s10584-009-9548-8
- Wang L, Manzoni S, Ravi S, Riveros-Iregui D, Caylor K (2015) Dynamic interactions of ecohydrological and biogeochemical processes in water-limited systems. *Ecosphere* 6 (8):133. doi:<http://dx.doi.org/10.1890/ES15-00122.1>
- Wang L, Zou C, O'Donnell F, Good S, Franz T, Miller GR, Caylor KK, Cable JM, Bond B (2012b) Characterizing ecohydrological and biogeochemical connectivity across multiple scales: a new conceptual framework. *Ecohydrology* 5 (2):221-233. doi:10.1002/eco.187
- Wang X, Pullar D (2005) Describing dynamic modeling for landscapes with vector map algebra in GIS. *Comput Geosci* 31 (8):956-967. doi:10.1016/j.cageo.2005.02.015
- Ward D (2009) *The biology of deserts*. Oxford University Press, New York, US
- Watson JEM, Dudley N, Segan DB, Hockings M (2014) The performance and potential of protected areas. *Nature* 515 (7525):67-73. doi:10.1038/nature13947
- Watson James EM, Shanahan Danielle F, Di Marco M, Allan J, Laurance William F, Sanderson Eric W, Mackey B, Venter O (2016) Catastrophic declines in wilderness areas undermine global environment targets. *Current Biology*. doi:10.1016/j.cub.2016.08.049
- Weaver DB (2000) Deserts, grasslands and savannahs. En: Weaver DB (ed) *The encyclopedia of ecotourism* CABI Publishing, Wallingford, UK, pp 251-263. doi:10.1079/9780851993683.0251

- Weber AS (2013) Sustainable Tourism in Extreme Environments: Lessons from Desert Regions. Paper presented at the *2nd International Scientific Conference Tourism in South East Europe 2013* Opatija, Croatia, 2013
- West P, Igoe J, Brockington D (2006) Parks and peoples: The social impact of protected areas. *Annual Review of Anthropology* 35:251-277
- White L, Noble BF (2013) Strategic environmental assessment for sustainability: A review of a decade of academic research. *Environmental Impact Assessment Review* 42:60-66. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2012.10.003>
- White RP, Nackoney J (2003) Drylands, people, and ecosystem goods and services: A web-based geospatial analysis World Resources Institute <http://pdf.wri.org/drylands.pdf>. Accessed 09/03/2017 2017
- Whitford W, Wade EL (2002) *Ecology of desert systems*. Academic Press, San Diego, CA,
- Whittaker RH (1975) *Communities and Ecosystems*. 2^a edn. Macmillan, New York
- Wiens JA (1989) Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3 (4):385-397. doi:10.2307/2389612
- Wilcox BP, Seyfried MS, Breshears DD, McDonnell JJ (2012) Ecohydrologic connections and complexities in drylands: new perspectives for understanding transformative landscape change. *Ecohydrology* 5 (2):143-144. doi:10.1002/eco.1251
- Wilcox BP, Sorice MG, Young MH (2011) Dryland ecohydrology in the Anthropocene: Taking stock of human–ecological interactions. *Geography Compass* 5 (3):112-127. doi:10.1111/j.1749-8198.2011.00413.x
- Wood SA, Guerry AD, Silver JM, Lacayo M (2013) Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. *Scientific Reports* 3 (2976). doi:10.1038/srep02976
- Wu J, David JL (2002) A spatially explicit hierarchical approach to modeling complex ecological systems: theory and applications. *Ecological Modelling* 153:7-26
- WWF Bhutan, SWS (2011) *Participatory zoning for sakteng wildlife sanctuary: balancing conservation and development goals*. World Wildlife Fund Bhutan and Sakteng Wildlife Sanctuary, Department of Forests and Park Services, Ministry of Agriculture and Forests, Thimphu, Bhutan
- Xu W, Li X, Pimm SL, Hull V, Zhang J, Zhang L, Xiao Y, Zheng H, Ouyang Z (2016) The effectiveness of the zoning of China's protected areas. *Biological Conservation* 204, Part B:231-236. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.028>
- Yahdjian L, Sala OE, Austin AT (2006) Differential controls of water input on litter decomposition and nitrogen dynamics in the patagonian steppe. *Ecosystems* 9 (1):128-141. doi:10.1007/s10021-004-0118-7
- Ye X, Liu G, Li Z, Wang H, Zeng Y (2015) Assessing Local and Surrounding Threats to the Protected Area Network in a Biodiversity Hotspot: The Hengduan Mountains of Southwest China. *PLoS ONE* 10 (9):e0138533. doi:10.1371/journal.pone.0138533
- Yilmaz KT (2011) Incorporating vegetation analysis into ecological characterization of landscapes: the Turkish case. *Fitosociologia* 48 (2):83-92

- Yoshimura N, Hiura T (2017) Demand and supply of cultural ecosystem services: Use of geotagged photos to map the aesthetic value of landscapes in Hokkaido. *Ecosystem Services* 24:68-78. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.009
- Young JC, Jordan A, R. Searle K, Butler A, S. Chapman D, Simmons P, Watt AD (2013) Does stakeholder involvement really benefit biodiversity conservation? *Biological Conservation* 158:359-370. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.018
- Zamora II, Esquivel JLM, Pérez NZ, Hernández MA (2004) *Lista de especies silvestres de Canarias (hongos, plantas y animales terrestres) 2004*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias, Spain
- Zaslavsky D, Sinai G (1981) Surface hydrology. *Journal of the Hydraulics Division, proceedings of the American Society of Civil Engineers* 107:1-92
- Zausková L (2014) Landscape-ecological interpretation and applications of landscape survey results for optimal land use. *Ekológia* 33 (3):252-258
- Zeng Q, Zhang Y, Jia Y, Jiao S, Feng D, Bridgewater P, Lei G (2012) Zoning for management in wetland nature reserves: A case study using Wuliangshuai nature reserve, China. *SpringerPlus* 1 (1):1-10. doi:10.1186/2193-1801-1-23
- Zhang L, Chung S (2015) Assessing the social carrying capacity of diving sites in Mabul Island, Malaysia. *Environmental Management* 56 (6):1467-1477. doi:10.1007/s00267-015-0586-x
- Zhang M-G, Slik JWF, Ma K-P (2016) Priority areas for the conservation of perennial plants in China. *Biological Conservation*. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.007
- Zhang S, Zhang J, Li F, Cropp R (2006) Vector analysis theory on landscape pattern (VATLP). *Ecological Modelling* 193 (3-4):492-502. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.08.022
- Zhang Z, Sherman R, Yang Z, Wu R, Wang W, Yin M, Yang G, Ou X (2013) Integrating a participatory process with a GIS-based multi-criteria decision analysis for protected area zoning in China. *Journal for Nature Conservation* 21 (4):225-240. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2012.12.006
- Zhou Y, Narumalani S, Waltman WJ, Waltman SW, Palecki MA (2003) A GIS-based spatial pattern analysis model for eco-region mapping and characterization. *International Journal of Geographical Information Science* 17 (5):445-462
- Zhu X, Pfueller S, Whitelaw P, Winter C (2010) Spatial differentiation of landscape values in the Murray river region of Victoria, Australia. *Environmental Management* 45 (5):896-911. doi:http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9462-x
- Zika M, Erb K-H (2009) The global loss of net primary production resulting from human-induced soil degradation in drylands. *Ecological Economics* 69 (2):310-318. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.014
- Zonneveld IS (1989) The land unit: a fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3 (2):67-86
- Zube EH (1987) Perceived land use patterns and landscape values. *Landscape Ecology* 1 (1):37-45

Apéndice 2.1. Figuras de protección según la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad y su equivalencia en la legislación autonómica (EUROPARC-España 2014).

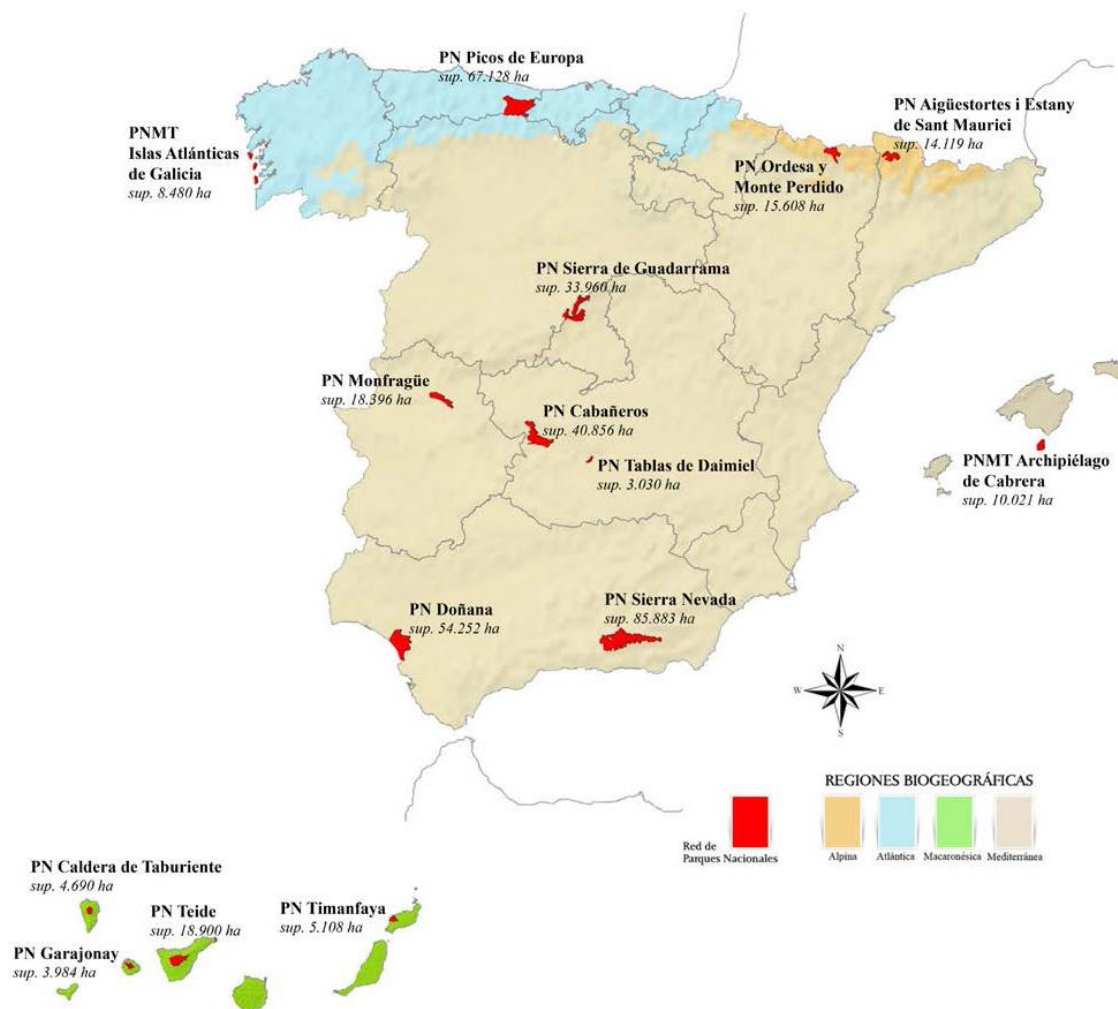
Figuras legislación estatal	Figuras legislación autonómica	
Parque Nacional	Parque Nacional	
Parque Natural	Parque Natural Parque Regional	Parque Rural
Reserva Natural	Reserva de Fauna Reserva Fluvial Reserva Integral Reserva Natural Reserva Natural Concertada Reserva Natural de Fauna Salvaje	Reserva Natural Dirigida Reserva Natural Especial Reserva Natural Integral Reserva Natural Marina Reserva Natural Parcial Refugio de Fauna
Monumento Natural	Árbol Singular Enclave Natural Monumento Natural	Monumento Natural de Interés Nacional
Paisaje Protegido	Paisaje Protegido	
Área Marina Protegida	Área Marina Protegida	
Otras designaciones	Área Natural Recreativa Área Natural Singular Biotopo Protegido Corredor Ecológico y de Biodiversidad Cuevas Espacio de Interés Natural Espacio Natural de Interés Local ENP Humedal Protegido Lugar de Interés Científico Microrreserva Microrreserva de Flora	Paraje Natural Paraje Natural de Interés Nacional Paraje Natural Municipal Paraje Pintoresco Parque Periurbano Parque Periurbano de Conservación y Ocio Régimen de Protección Preventiva Sitio de Interés Científico Sitio Natural de Interés Nacional Varias figuras para incorporar las áreas de la Red Natura 2000 en la legislación autonómica

Apéndice 2.2. Mapa de Espacios Naturales Protegidos españoles hasta junio de 2016 (MAGRAMA 2016b).

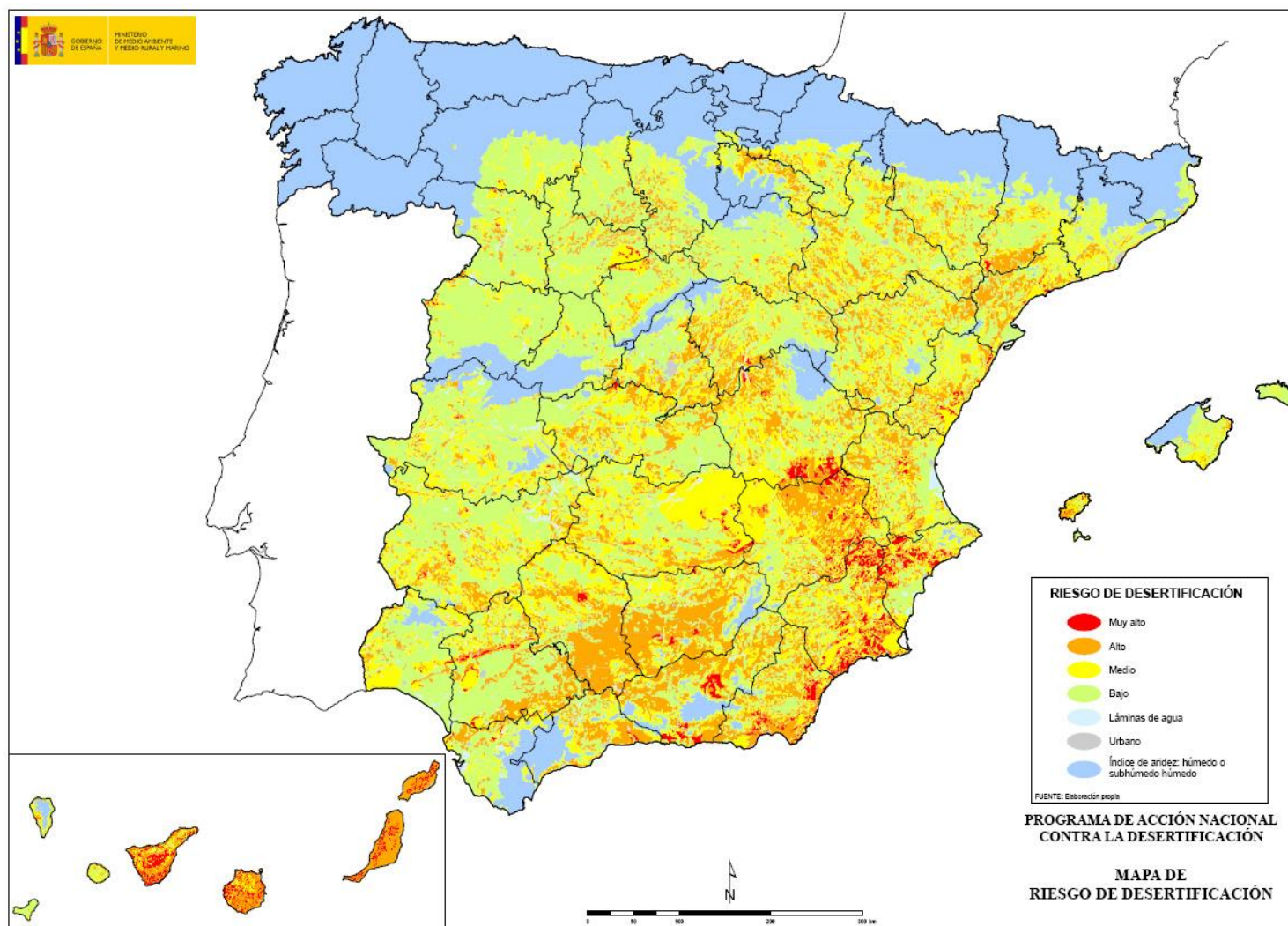


Apéndice 2.3. Mapa de la Red de Parques Nacionales española (Ley 30/2014 de 3 de diciembre de Parques Nacionales).

http://www.mapama.gob.es/imagenes/es/ley-parques-bilingue_tcm7-429684.pdf, Ed. Bilingüe).



Apéndice 3.1 Mapa de riesgo de desertificación en España (MAGRAMA 2017b).



Apéndice 5.1. Relación de las variables climáticas utilizadas y sus unidades de medida.

Los datos de partida, proporcionados por la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), se registraron entre 1987 y 2007 en 30 estaciones meteorológicas repartidas por la isla. Las estaciones utilizadas fueron seleccionadas de un total de 48, según la longitud de las series, estabilidad temporal y densidad (cobertura espacial). Los distintos conjuntos de datos climáticos se obtuvieron mediante procedimientos que combinan interpolación estadística, regresión multivariante y corrección residual local (interpolación; (Ninyerola et al. 2007a; Ninyerola et al. 2007b; Burrough y McDonnell 1998). La evapotranspiración potencial anual y el índice de continentalidad se calcularon según (Thorntwaite y Mather 1957) y (Rivas-Martinez y Rivas-Saenz 2009), respectivamente. Los datos de radiación se obtuvieron mediante el algoritmo de cuenca visual hemisférica (Fu y Rich 2002; Fu 2000; Fu y Rich 2000; Rich et al. 1994). Las variables climáticas se trataron mediante el sistema de información geográfica ArcGis (ESRI 2009).

Precipitación media anual	(mm)
" estacional (invierno)	"
" estacional (otoño)	"
" estacional (primavera)	"
" estacional (verano)	"
Temperatura media anual	(°C)
" estacional (invierno)	"
" estacional (otoño)	"
" estacional (primavera)	"
" estacional (verano)	"
Evapotranspiración anual potencial	(mm)
Radiación global anual	(Wh/m ²)
" estacional (verano)	"
" estacional (invierno)	"
Horas de radiación global anual	(número de horas)
" estacional (verano)	"
" estacional (invierno)	"
Índice de continentalidad	

Apéndice 5.2. Relación de las variables litológicas utilizadas.

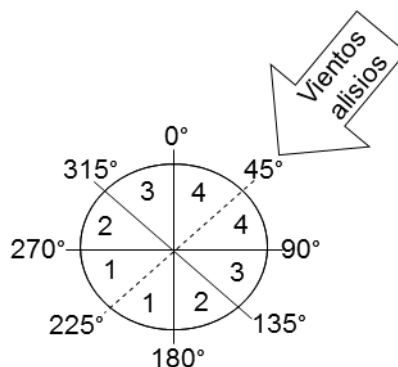
Las clases litológicas se obtuvieron a partir del mapa geológico de Canarias 1:25.000 (GRAFCAN y IGME 2003) y se perfilaron y validaron mediante recorridos detallados de campo. Todas ellas se midieron como porcentaje de cobertura en cada cuadrícula.

Materiales arenosos	Arenas eólicas
	Arenas y conglomerados y arcillas rojas
	Brecha
Coladas volcánicas	Coladas basálticas
	Coladas sálicas, traquíticas y piroclásticas
	Tobas
	Lavas, tobas y brechas indiferenciadas, submarinas
Coluviones y Conos de deyección	Centros de emisión
	Coluviones y depósitos de ladera
	Conos de deyección y ramblas
	Glacis
Depósitos aluviales, areno-arcillosos y suelos	Depósitos aluviales. Arenas y conglomerados
	Depósitos areno-arcillosos, suelos y cuarzo
	Depósitos de caliche (CaCO_3)
	Depósitos de deslizamiento
	Depósitos piroclásticos mixtos
	Suelos con recubrimiento de lapilli
	Piroclastos
Materiales volcánicos intrusivos	Traquitas
	Diques y sillis
	Sills básicos
	Intrusión masiva tardía de diques traquíticos y traquibasálticos
	Intrusiones de gabros
	Intrusiones fonolíticas
	Intrusiones básicas y traquíticas
Materiales arcillosos	Intrusiones salinas
	Lutitas, margas, areniscas y calizas
	Ritmitas, lutitas, areniscas y calizas
Materiales de carbonato	Rellenos antrópicos
	Rocas carbonatadas y silicificadas
Materiales recientes	Zona con incipiente formación de CaCO_3 (encalichamiento)
	Sedimentos aluviales
	Sedimentos conglomeráticos y depósitos caóticos
	Sedimentos y depósitos epiclásticos
Materiales ígneos	Gabros
	Leucogabros y melanogabros

Apéndice 5.3. Relación de las variables geomorfológicas utilizadas, sus categorías y unidades de medida.

La topografía se describió por medio de la altitud (m snm), pendiente (%), orientación a los vientos alisios (grados de declinación respecto a un eje NE-SW), convergencia hídrica del terreno (logaritmo del número de cuadrículas tributarias de drenaje), curvatura (+/-) e índice de rugosidad o variabilidad de la superficie (Sappington et al. 2007). Las variables se derivaron de un Modelo Digital de Elevación (MDE) de 100 x 100 m de resolución y se trataron mediante el sistema de información geográfica ArcGis (ESRI 2009). Todas ellas se midieron como porcentaje de cobertura en cada cuadrícula.

Altitud	(m snm)
Baja	0 - 112,93
Baja-Media	112,93 - 225,86
Media-Alta	225,86 - 373,30
Alta	373,30 - 799,94
Pendiente	(%)
Baja	≤12% (Suelos agrícolas)
Media	>12%≤20% (Suelos con cultivo ocasional)
Alta	>20% (Suelos forestales)
Orientación a los vientos alisios	(grados)
1	180° – 270°
2	135° – 180° 270° – 315°
3	90° – 135° 315° - 360°
4	0° – 90°
Convergencia hídrica	(Log del número de celdas tributarias)
Baja	4,60-7,60
Media	7,60-10,60
Alta	10,60-13,60
Índice de Rugosidad	
Baja	0,041- 0,144
Media	0,013 - 0,041
Alta	0,000 - 0,013
Curvatura	
Superficie convexa	Curvatura > 0
Superficie cóncava	Curvatura < 0



Apéndice 5.4. Relación de las variables de vegetación y usos del suelo.

Los tipos de vegetación y usos del suelo se obtuvieron a partir del mapa de ocupación del suelo de las Islas Canarias (1:25.000; Del Arco et al. 2003) y perfiladas mediante recorridos detallados de campo. Todas la variables se midieron como porcentaje de cobertura en cada cuadrícula

Tierras agrícolas	Cultivos herbáceos (*) Cultivos herbáceos – cereales, principalmente en terrazas (gavias) Cultivos leñosos (**) Invernaderos
Cultivos abandonados	Zonas antiguamente cultivadas
Matorral	Matorral costero (***) Matorral degradado (****)
Vegetación Escasa	<10% de cobertura
Coladas recientes	Extrusiones recientes sin vegetación relevante
Playas, dunas y arenales	Áreas costeras periféricas
Cinturón halófilo	Vegetación de dunas; saladares; salinas
Barrancos con comunidades higrófilas	Comunidades con <i>Tamarix canariensis</i> , <i>Suaeda vera</i> , <i>Phoenix canariensis</i> , <i>Periploca laevigata</i>
Canteras y minas	-
Balsas excavadas en la tierra/presas	-
Áreas urbanizadas	Áreas de urbanización densa o dispersa Red de carreteras Aeropuerto e infraestructuras asociadas Puertos e infraestructuras portuarias Complejos comerciales y entorno afectado Complejos industriales y entorno afectado Polideportivos, hospitales, cementerios Instalaciones militares Espacios verdes urbanos (jardines) Vertederos y escombreras

(*) Cultivos de pepino, pimiento, berenjena, col, zanahoria, patata, patata dulce, cebolla.

(**) Viñedos

(***) Comunidades vegetales de *Euphorbia canariensis*, *E. balsamifera*, *Kleinia neriifolia* y otras formaciones naturales en suelos arenosos con *Zygophyllum fontanesii*, *Z. gaetulum*, *Frankenia capitata*.

(****) Entre otros, las comunidades vegetales más extendidas son las que tienen *Launaea nudicaulis*, *Reseda lancelottensis* y *Opuntia spp.*

Apéndice 6.1. Variables consideradas en el cálculo de la componente de interacciones cíclicas, según su contribución potencial a la retención de flujos en el ecosistema. Se indican las clases consideradas en cada caso y las unidades de medida.

Variables biofísicas

Orientación de laderas	Grados con respecto al norte
1	90 - 270
2	67,5 - 90 270 - 292,5
3	45 - 67,5 292,5 - 315
4	22,5 - 45 315,5 - 337,5
5	337,5 - 360 0 - 22,50 -1 (celdas planas)

Precipitación media anual	(mm)
1	68,82-99,27
2	99,27-122,10
3	122,10-148,33
4	148,33-182,16
5	182,16-284,50

Temperatura media anual	(°C)
1	20,95-22,77
2	20,43-20,95
3	19,98-20,43
4	19,51-19,98
5	18,66-19,51

Evapotranspiración potencial anual	(mm)
1	983,88-1106,18
2	948,16-983,88
3	920,03-948,16
4	889,72-920,03
5	830,19-889,72

Apéndice 6.1 Continuación

Variables biofísicas	
Suelos (desarrollo del perfil/ textura)	
1	Coladas recientes (sin suelo)
2	Psamments
3	Calcids (+Orthens)
4	Calcids (+Fluvents)
5	Fluvents
6	Argids
Índice Topográfico de Humedad (TWI)	
1	3,03-5,86
2	5,86-7,59
3	7,59-9,63
4	9,63-12,54
5	12,54-23,08
Litología	
1	Complejo basal
2	Ciclo volcánico I (series antiguas)
3	Ciclo volcánico II, III y IV series recientes)
4	Rocas sedimentarias
Biomasa (Índice de Vegetación Ajustado al Suelo)	
1	-1,29 - -0,64
2	-0,64 - -0,50
3	-0,50 - -0,20
4	-0,20 - 0,26
5	0,26 - 0,85

Apéndice 7.1. Valoración y cartografía de la fauna de Fuerteventura. Aspectos de conservación y prioridades espaciales para el establecimiento de un Parque Nacional.

- El procedimiento se llevó a cabo en varias etapas:
- Recopilación de datos de presencia de especies y adaptación de escalas de información. Cartografía de riqueza específica y de grupos taxonómicos.
- Cartografía predictiva. Modelos de distribución específica potencial (probabilidad de ocurrencia espacial de las especies). Capacidad de acogida de fauna.
- Valoración y cartografía del territorio según los modelos de distribución de especies endémicas, amenazadas y protegidas.
- Cartografía integrada para la conservación de la fauna insular.

AP. 7.1.1. Recopilación de datos de presencia de especies y adaptación de escalas de información. Cartografía de riqueza específica y de grupos taxonómicos

La información de partida de la distribución espacial de las especies de fauna procede del Inventario Español de Especies Terrestres (IEET) y del Banco de Datos de la Biodiversidad de Canarias (BDBC), que proporcionan datos de presencia y ausencia de especies animales en cuadrículas de 10x10 km y 500x500 m, respectivamente. La información del IEET se utilizó cuando no fue posible la obtención de información más detallada.

La escasa resolución espacial (cuadrículas de 10x10 km) de la información disponible para algunas de las especies proporcionó un reducido número de observaciones en la totalidad de la isla. Por ello, se realizó un ajuste a una escala de mayor detalle, coherente con el resto de estudios realizados. Se recopiló información bibliográfica acerca de las características biofísicas de las zonas de distribución espacial de 55 especies de fauna (12 de insectos, 2 de anfibios, 4 de reptiles, 33 de aves y 4 de mamíferos; ver Anexo Ap.7.1.1). Sobre esta base y mediante el cruce de información cartográfica de vegetación y usos del suelo, climática, litológica, geomorfológica y edáfica, se identificaron

en la isla diferentes tipos de hábitats. Las variables utilizadas en la modelización de hábitats se indican en el Anexo Ap.7.1.2 de este Apéndice.

Al mapa de hábitats se incorporó información de presencia de las especies consideradas (superposición de cuadrículas de 10x10 km). Se obtuvieron así nuevos mapas de distribución de especies en sus hábitats potenciales, con una mayor resolución. Estos mapas se muestrearon mediante una malla regular de cuadrículas de 1x1 km, que recubría la totalidad de la isla. De esta manera la información específica se extrapoló a una escala de mayor detalle espacial, uniforme y comparable a la del resto de la información temática considerada en este estudio. El análisis del conjunto de la información obtenida (ArcGis; ESRI 2012), permitió conocer y cartografiar la riqueza de especies (Fig. Ap.7.1.1) y de grupos taxonómicos (Fig. Ap.7.1.2) para cada cuadrícula de del territorio.

El procedimiento de extrapolación utilizado para la adecuación de la escala de detalle espacial es similar al de *Gap Analysis* (USGS²⁰) y se ha aplicado con éxito en estudios de planificación y gestión ambiental del territorio (Pineda 2004; Caicco et al. 1995).

²⁰ <https://gapanalysis.usgs.gov/>

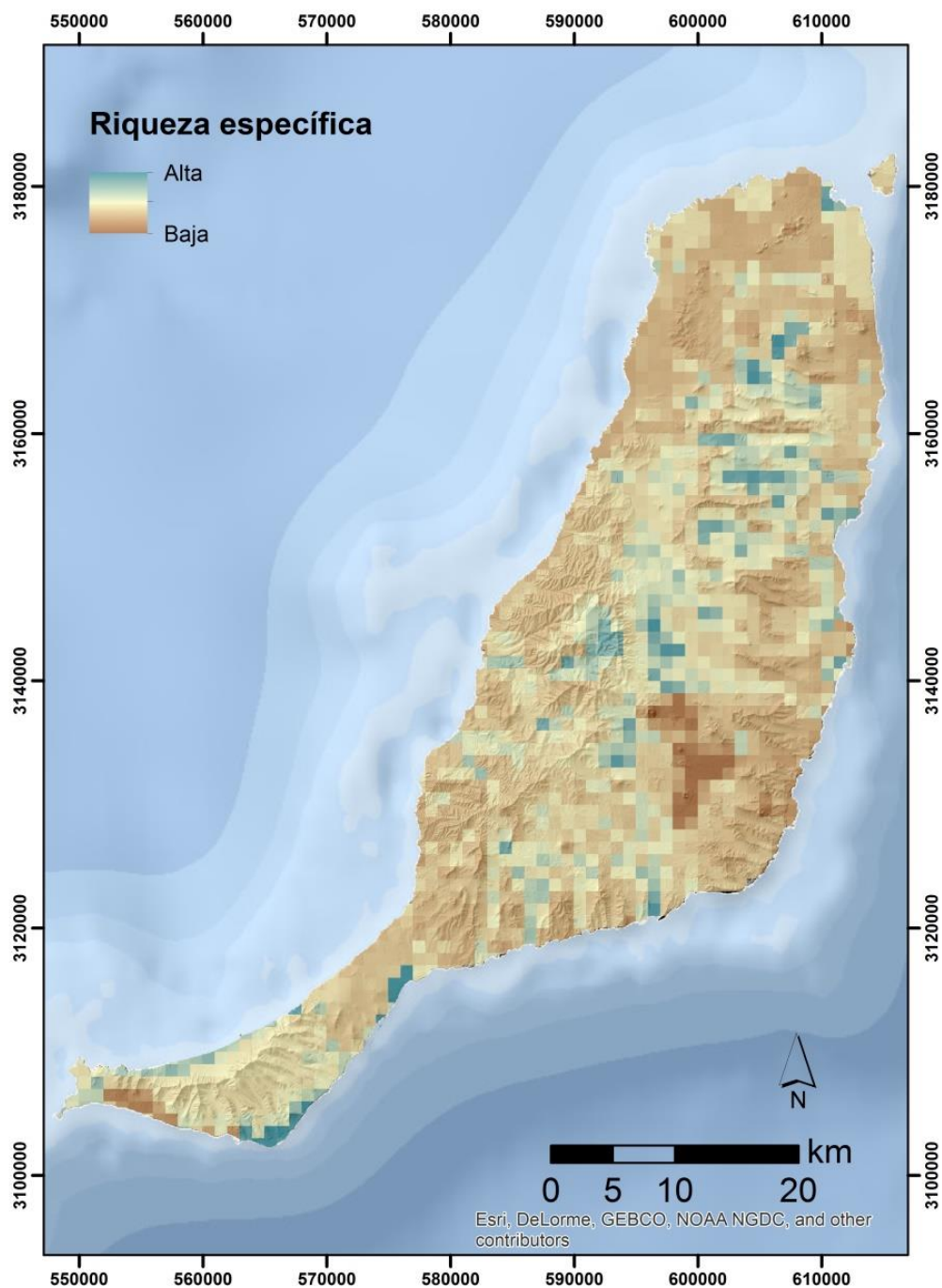


Figura Ap.7.1.1. Mapa de la riqueza potencial de especies de fauna de Fuerteventura. La cartografía a escala 1x1 km, resulta de la integración de mapas con datos de presencia / ausencia de 55 especies (12 de insectos, 2 de anfibios, 4 de reptiles, 33 de aves y 4 de mamíferos; ver Anexo Ap.7.1.1).

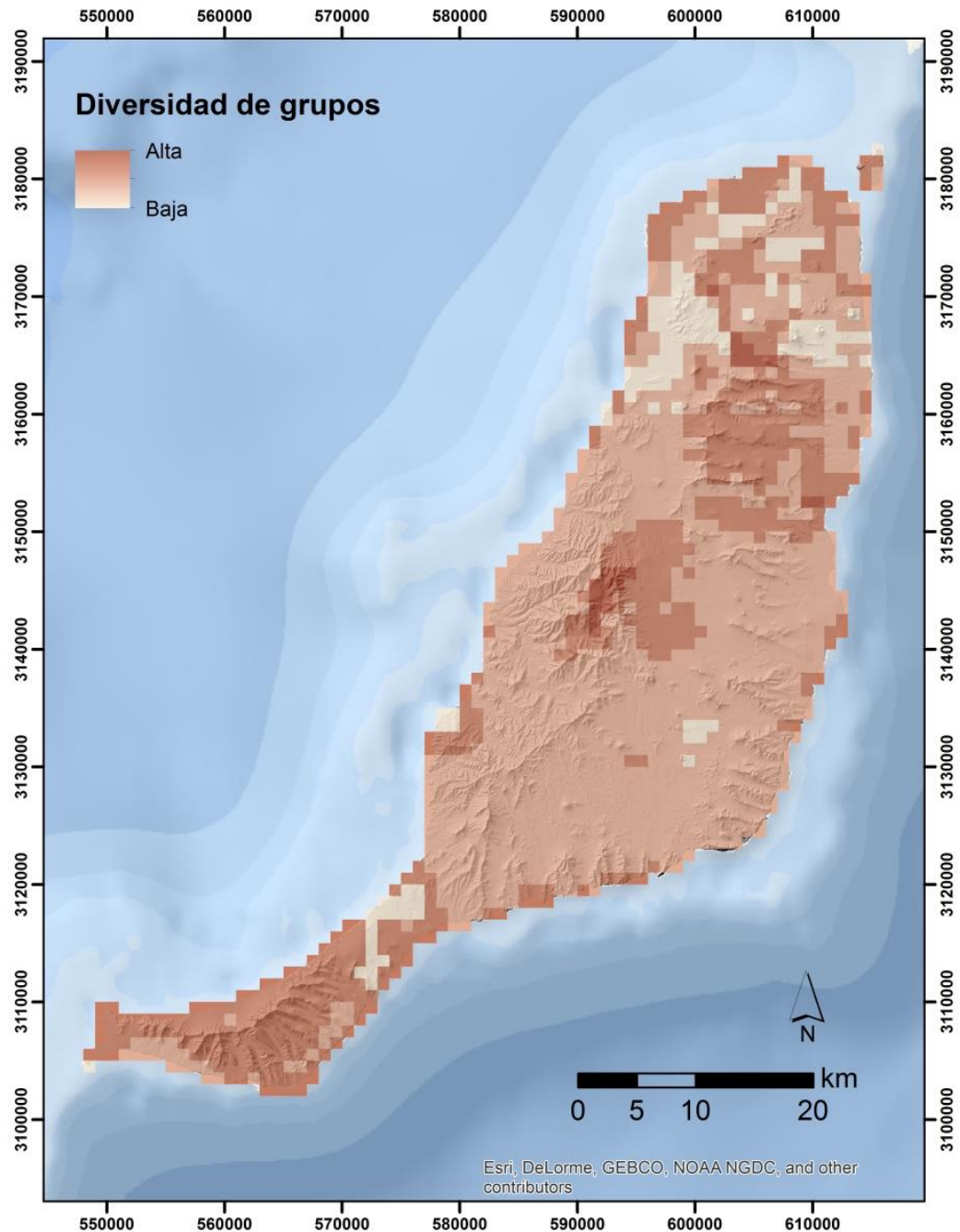


Figura Ap.7.1.2. Mapa de la riqueza de grupos taxonómicos de Fuerteventura, obtenido a partir de los mapas de distribución espacial (presencia/ausencia) de 55 especies de anfibios, reptiles, aves, mamíferos e insectos a escala espacial de 1x1 km.

AP. 7.1.2. Cartografía predictiva. Modelos de distribución específica potencial (probabilidad de ocurrencia espacial de las especies). Capacidad de acogida de fauna.

Los modelos de distribución potencial de especies se basaron en el desarrollo de funciones discriminantes entre cuadrículas (1x1 km) con y sin registro de cada una de las especies consideradas, en función de un amplio conjunto de variables ambientales (Anexo Ap.7.1.2). Para mejorar la capacidad discriminatoria de los análisis e identificar con precisión los factores ambientales que mejor explican la probabilidad de presencia de las especies, los grupos de cuadrículas seleccionados fueron únicamente los correspondientes a los hábitats delimitados para cada especie.

El análisis proporciona, junto con la función discriminante, un valor de probabilidad de presencia asociado a cada cuadrícula en función de la combinación de las variables ambientales en ella registradas. La proyección espacial de estos valores de probabilidad proporciona una cartografía predictiva de la distribución potencial de especies, que pueden interpretarse como la idoneidad del territorio para acoger cada una de las especies consideradas. La situación geográfica de las cuadrículas con mayor valor de probabilidad de presencia señala las zonas de mayor interés de conservación. El número de celdas con alta probabilidad de ocurrencia (>50%) informa sobre el potencial de expansión de la especie en la isla y permite identificar las zonas dónde deberían centrarse los esfuerzos en caso de intentos de reintroducción de la especie o de restauración de hábitat.

La integración de los mapas específicos de probabilidad de presencia permitió obtener una valoración global sintética de la idoneidad del territorio para acoger las especies consideradas (Fig. Ap.7.1.3). Para la correcta interpretación de los resultados de la cartografía integrada se debe considerar que un valor de alta probabilidad puede informar tanto sobre la presencia potencial de muchas especies con probabilidad media de ocurrencia, como sobre la presencia de menos especies con más altos valores de probabilidad.

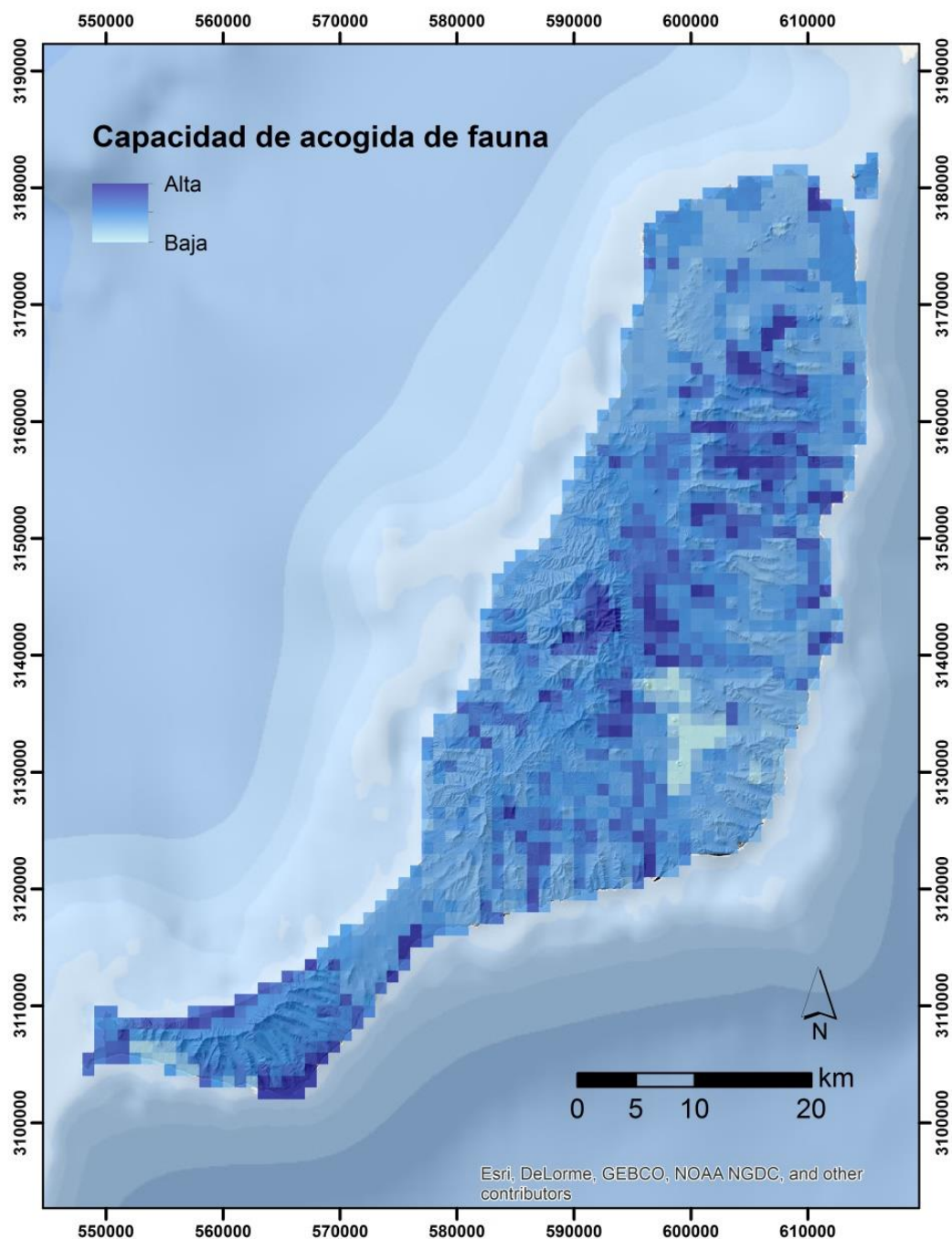


Figura Ap.7.1.3. Mapa de capacidad de acogida de fauna. Se obtuvo como el resultado de la integración de la cartografía predictiva de distribución potencial de las 55 especies consideradas.

AP. 7.1.3. Valoración y cartografía del territorio según los modelos de distribución de especies endémicas, amenazadas y protegidas

Las cuadrículas con alta probabilidad de ocurrencia (probabilidad $\geq 0,5$) se consideraron como zonas con mayor potencial de utilización por las

especies. A estas cuadrículas se les asignaron valores de endemidad, amenaza y nivel de protección (de acuerdo con la escala que se indica en el Anexo Ap.7.1.3). Estos tres aspectos, que informan sobre la importancia de conservación de la fauna, se cartografiaron de manera independiente, considerando el valor conjunto de todas las especies en cada uno de ellos (Figs. Ap.7.1.4-6). El procedimiento de cálculo se realizó mediante álgebra de mapas.

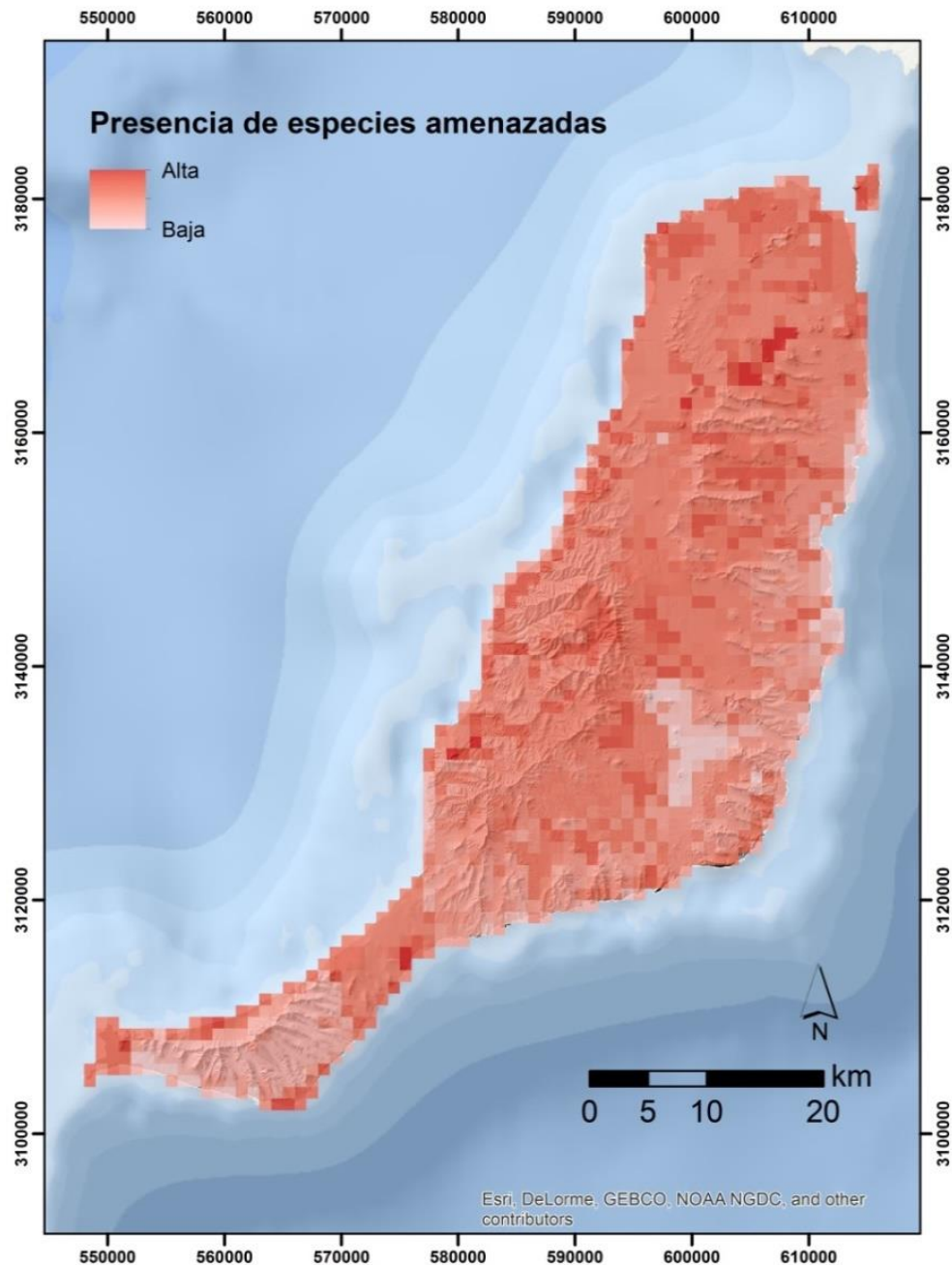


Figura Ap.7.1.4. Valoración de la fauna con diferentes grados de amenaza desde el punto de vista de la conservación, según la UICN. El mapa es el resultado de la integración de los valores asignados a las cuadrículas con una probabilidad de presencia de especies amenazadas $\geq 0,5$ (Anexo Ap.7.1.3).

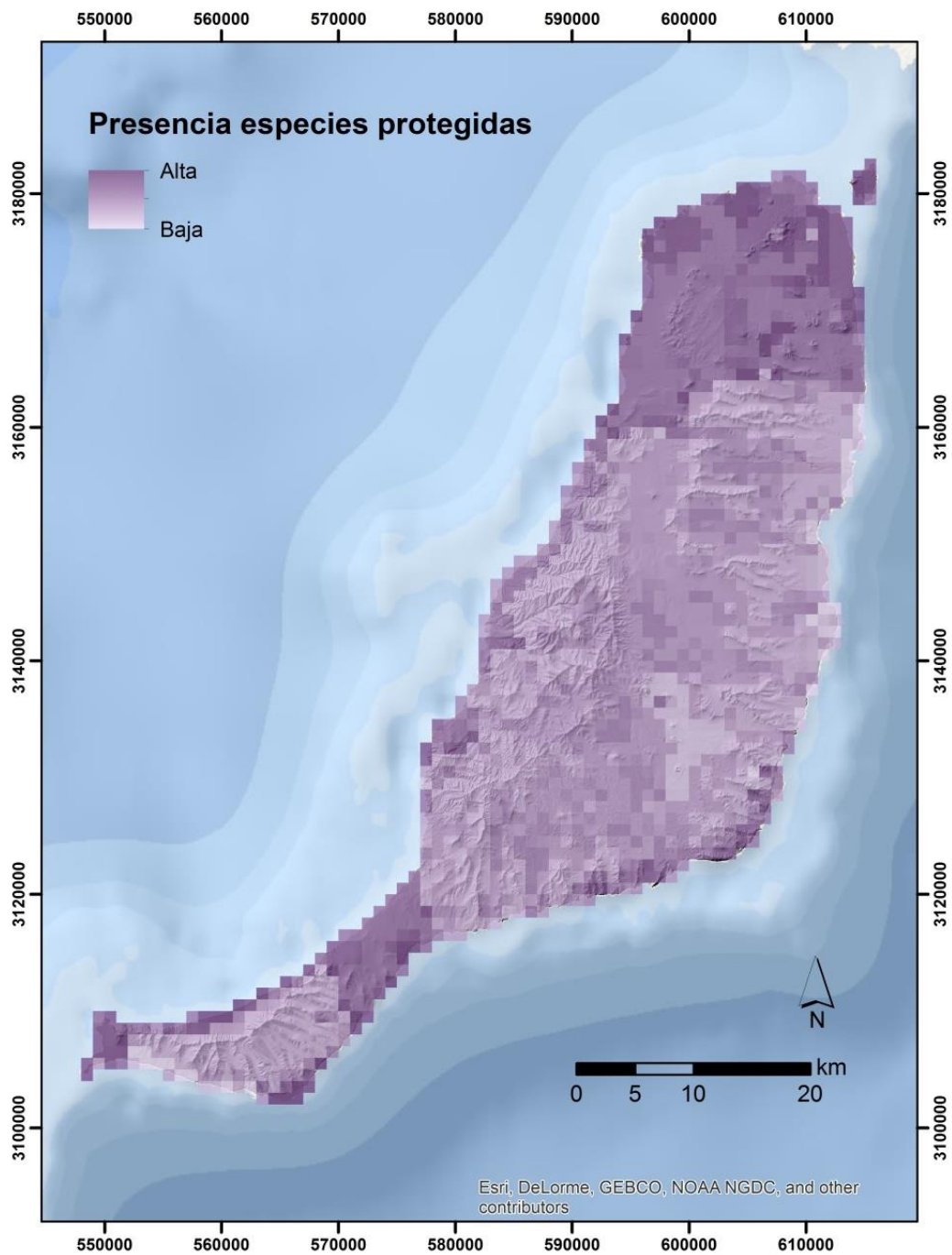


Figura Ap.7.1.5. Valoración de la fauna, desde el punto de vista de la conservación, con diferentes grados de protección según la normativa europea, española y autonómica. El mapa se obtuvo a partir de la integración de los valores asignados a las cuadrículas con probabilidad de presencia de las especies $\geq 0,5$.

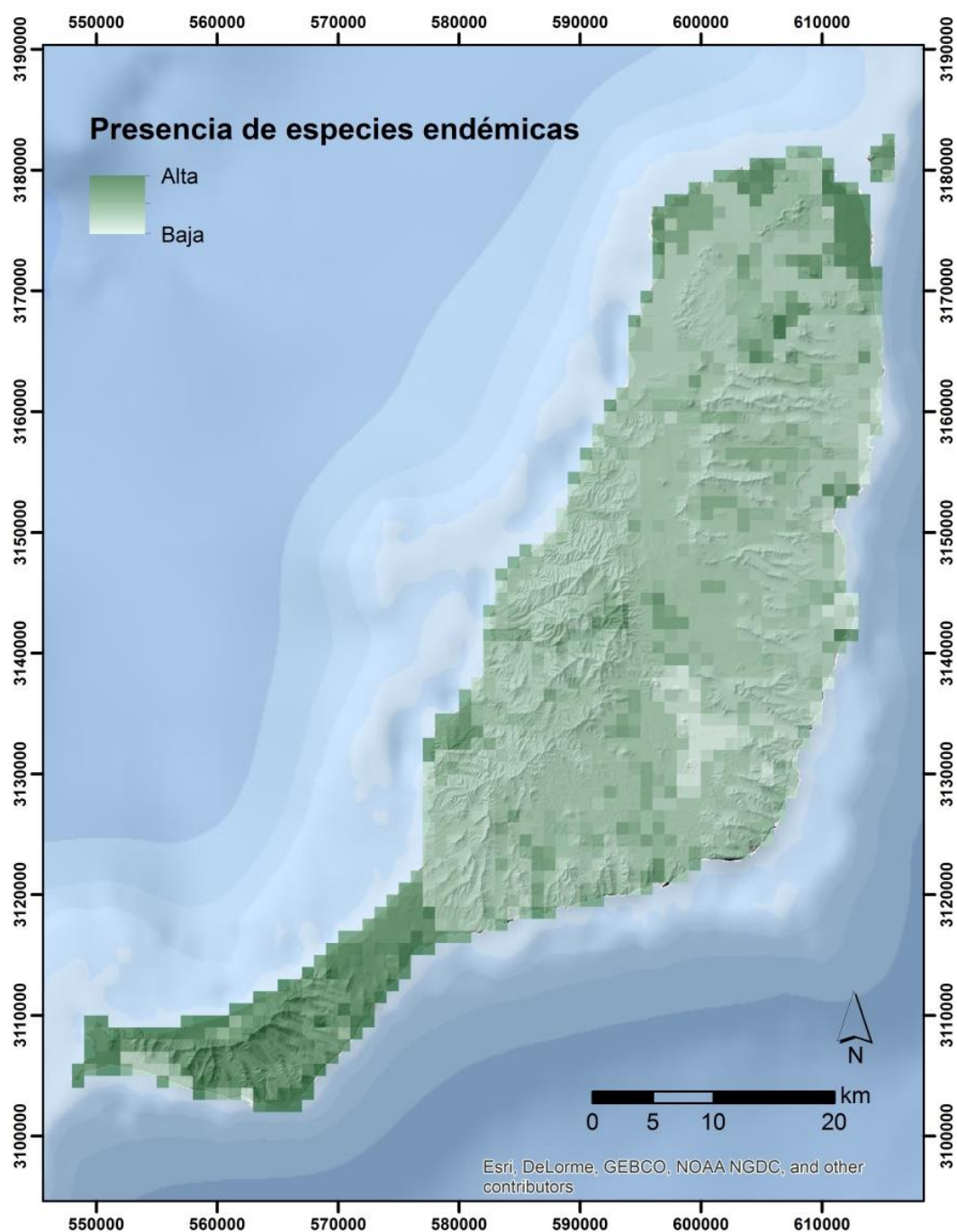


Figura Ap.7.1.6. Valoración de la fauna endémica desde el punto de vista de la conservación, según la UICN. El mapa se obtuvo mediante la integración de los valores asignados a las cuadrículas con probabilidad $\geq 0,5$ de presencia de especies con endemidadad a nivel local, Islas Canarias y Macaronesia.

AP. 7.1.4. Cartografía integrada para la conservación de la fauna insular

La valoración global del territorio (Fig. Ap.7.1.7) se obtuvo de la integración de los mapas de: riqueza de especies y de grupos taxonómicos,

valoración de la capacidad de acogida de la fauna y valoración de fauna amenazada, protegida y endémica. En el mapa resultante se diferencian cinco clases que destacan la importancia de los sectores territoriales para la conservación de la fauna, según los criterios analizados. Este mapa proporcionó el valor inicial de fauna en el proceso de identificación de prioridades espaciales para el establecimiento del Parque Nacional de Zonas Áridas de Fuerteventura.

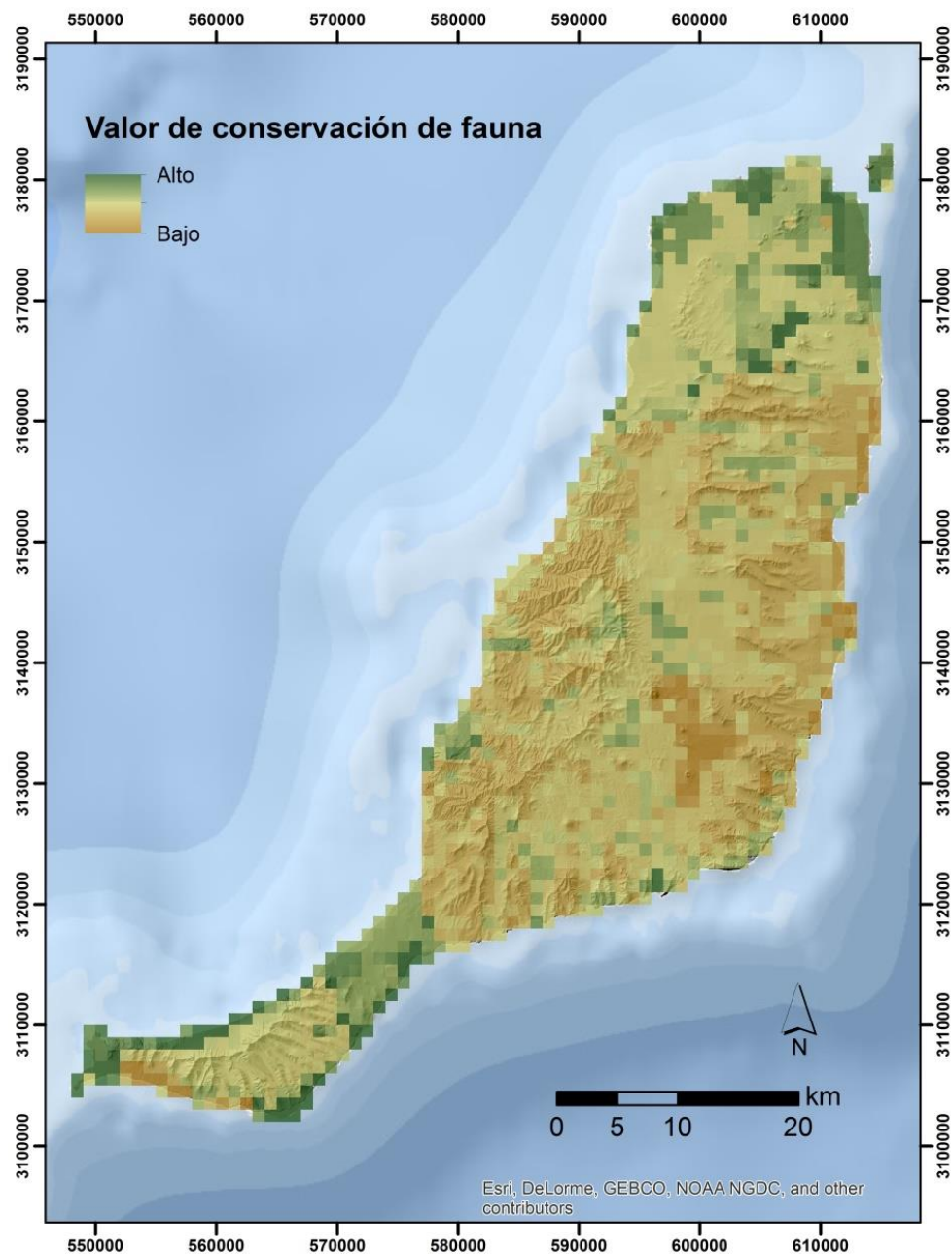


Figura Ap.7.1.7. Valoración global del territorio para la conservación de la fauna. El mapa se utilizó como información de partida (valor inicial de fauna) en los estudios integrados para la identificación de prioridades espaciales para el establecimiento del Parque Nacional de Fuerteventura.

Anexo Ap.7.1.1. Listado de especies contempladas en el estudio, sus estados de conservación (grado de amenaza) y niveles de endemidad y protección internacional, nacional y autonómica (Inventario Español de Especies Terrestres – IEET y Banco de Datos de la Biodiversidad de Canarias - BDBC)

Aves	Amenaza (UICN)	Endemidad	Protección Canaria	Protección España	Protección Europa
<i>Anthus berthelotii</i>	Datos Insuficientes	Canarias/ Macaronésica	PR	PR	
<i>Apus pallidus</i>			PR	PR	
<i>Apus unicolor</i>	Datos Insuficientes	Canarias/ Macaronésica	PR	PR	
<i>Burhinus oedichnemus</i>	En Peligro	Otros	PR	PR	IV
<i>Buteo buteo</i>	Casi Amenazada	Canarias/ Macaronésica	PR	PR	
<i>Calonectris diomedea</i>	En Peligro	Otros	PR	PR	IV
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Vulnerable	Otros	VU	VU	IV
<i>Chlamydotis undulata</i>	En Peligro	Otros	EN	EN	IV
<i>Falco pelegrinoides</i>		Otros	EN	EN	IV
<i>Neophron percnopterus</i>	Peligro Crítico	Otros	EN	EN	IV
<i>Pandion haliaetus</i>	Peligro Crítico	Otros	VU	VU	IV
<i>Pterocles orientalis</i>	Vulnerable	Otros	VU	VU	IV
<i>Sterna hirundo</i>	Casi Amenazada	Otros	PR	PR	IV
<i>Sylvia conspicillata</i>	Datos Insuficientes	Otros	PR	PR	
<i>Upupa epops</i>			PR	PR	
<i>Saxicola dacotiae</i>	Extinto	Local	VU	VU	
<i>Bucanetes githagineus</i>	Casi Amenazada	Otros	PR	PR	IV
<i>Serinus canaria</i>	Datos Insuficientes	Canarias/ Macaronésica			
<i>Cursorius cursor</i>	En Peligro	Otros			
<i>Streptopelia turtur</i>	Vulnerable				
<i>Tyto alba</i>	En Peligro				
<i>Emberiza calandra</i>	NO EVALUADO				

<i>Lanius excubitor</i>	NO EVALUADO	Otros			
<i>Myiopsitta monachus</i>	NO EVALUADO				
<i>Passer hispaniolensis</i>	NO EVALUADO				
<i>Psittacula krameri</i>	NO EVALUADO				
<i>Carduelis cannabina</i>	Datos Insuficientes				
<i>Streptopelia decaocto</i>	NO EVALUADO				
<i>Coturnix coturnix</i>	Datos Insuficientes				
<i>Alectoris barbara</i>	NO EVALUADO				
<i>Carduelis carduelis</i>	NO EVALUADO				
<i>Carduelis chloris</i>	NO EVALUADO				
<i>Columba livia/domestica</i>	NO EVALUADO				
Mamíferos					
<i>Crocodylus canariensis</i>	Vulnerable	Canarias/ Macaronésica	VU	VU	V
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Preocupación Menor		PR	PR	V
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Vulnerable				
<i>Atlantoxerus getulus</i>	No evaluado				
Reptiles					
<i>Caretta caretta</i>	En Peligro		VU	VU	II*V
<i>Chalcides simonyi</i>	En Peligro	Canarias/ Macaronésica	VU	VU	II V
<i>Dermochelys coriacea</i>	Peligro Crítico	Otros	PR	PR	V
<i>Tarentola angustimentalis</i>	Preocupación Menor	Canarias/ Macaronésica		VU	
Anfibios					
<i>Hyla meridionalis</i>	Casi amenazada				
<i>Rana perezi</i>	Preocupación menor				
Insectos					
<i>Arthrodeis byrrhoides</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Hegeter gonzalezi</i> (Coleóptero)		Local			

<i>Melasma appenhageni</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Cymindis moralesi</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Paraxyletinus israelsoni</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Clada denticornis</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Kalama oromii</i> (Hemíptero)		Local			
<i>Calathus gonzalezi</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Hegeter fernandesi</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Oreomelasma oromii</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Anophthalmolamus fuerteventurae</i> (Coleóptero)		Local			
<i>Dasylabris canariensis</i> (Himenóptero)		Local			

Anexo Ap.7.1.2. Variables ambientales utilizadas en los modelos de hábitat y distribución de las especies de fauna.

Variables Climáticas	Unidades
Precipitación media anual	(mm)
Precipitación media de invierno	(mm)
Precipitación media de otoño	(mm)
Precipitación media de primavera	(mm)
Precipitación media de verano	(mm)
Temperatura media anual	(°C)
Temperaturas media de invierno	(°C)
Temperaturas media de otoño	(°C)
Temperaturas media de primavera	(°C)
Temperaturas media de verano	(°C)
Evapotranspiración anual potencial	(mm/yr)

Variables edáficas (% de cobertura de la cuadrícula)

Calcids
Fluvents
Psamments
Argids
Malpais

Variables geomorfológicas	Unidades
Altitud	m snm
Pendiente	%
Orientación	Grados de declinación respecto al norte

Variables de vegetación y usos del suelo (Del Arco et al. 2003) (% de cobertura de la cuadrícula)

Áreas urbanizadas	<p>Áreas de urbanización densa o dispersa</p> <p>Red de carreteras</p> <p>Aeropuerto e infraestructuras asociadas</p> <p>Puertos e infraestructuras portuarias</p> <p>Complejos comerciales y entorno afectado</p> <p>Complejos industriales y entorno afectado</p> <p>Polideportivos, hospitales, cementerios</p> <p>Instalaciones militares</p> <p>Espacios verdes urbanos (jardines)</p> <p>Vertederos y escombreras</p>
Matorrales y pastos de barrancos	Barrancos con <i>Tamarix</i> , <i>Phoenix</i> , <i>Salix</i>
Vegetación costera, playas, dunas y arenales	<p>Cinturón halófilo, saladares y vegetación de dunas</p> <p>Salinas (extracción de sal marina)</p>
Coladas recientes	Sin vegetación aparente
Tierras agrícolas	<p>Cultivos herbáceos</p> <p><i>Vitis vinífera</i></p> <p>Invernaderos</p> <p>Cultivos abandonados</p>
Matorrales	<p>Matorral costero (Tabaibal-cardonal y formaciones naturales afines)</p> <p>Matorral degradado (entre otras formaciones de Ahulagar, Inciensal, Tuneral)</p>
Vegetación Escasa	<10% de cobertura

Variables Litológicas (GRAFCAN y IGME 2003) (% de cobertura de la cuadrícula)

Materiales arenosos	Arenas eólicas Arenas y conglomerados y arcillas rojas Brecha
Materiales volcánicos submarinos	Coladas basálticas Coladas sálicas, traquíticas y piroclásticas Tobas Lavas, tobas y brechas indiferenciadas, submarinas Lavas e intrusivos de basaltos plagioclasicos
Materiales transportados	Centros de emisión Coluviones y depósitos de ladera Conos de deyección y ramblas Glacis
Depósitos aluviales, areno-arcillosos y suelos	Depósitos aluviales. Arenas y conglomerados Depósitos areno-arcillosos, suelos y cuarzo Depósitos de caliche Depósitos de deslizamiento Depósitos piroclásticos mixtos Suelos con recubrimiento de lapilli Piroclastos
Materiales volcánicos intrusivos	Cuarzotraquitas (Montañas Tindaya y Tebeto) Diques y sillis Sills básicos Intrusión masiva tardía de diques traquíticos y traquibasálticos Intrusiones de gabros Intrusivo fonolítico de Morro del Jablito Intrusivos básicos y traquíticos Intrusivos sálicos
Materiales arcillosos	Lutitas, margas, areniscas y calizas Ritmitas, lutitas, areniscas y calizas Rellenos antrópicos
Materiales carbonata	Rocas carbonatadas y silicificadas Zona de incipiente encalichamiento
Materiales recientes	Sedimentos aluviales Sedimentos conglomeráticos y depósitos caóticos Sedimentos y depósitos epiclásticos
Materiales ígneos	Gabros Leucogabros y melanogabros

Anexo Ap.7.1.3. Escala de valores utilizadas para los parámetros de endemidad, amenaza y protección en la evaluación de la fauna

Endemidad	Valor	Descripción
Local (Fuerteventura)	3	Especies de fauna endémicas de la isla de Fuerteventura
Canarias/Macaronésia	2	Especies de fauna endémicas de Canarias y Macaronesia
Otros	1	Especies de interés, por ejemplo aves marinas que se distribuyen por aguas templadas y se reproducen en islas del atlántico y pacífico (<i>Bulweria bulweri</i>) o especies con distribución relativamente amplia pero con ambiente reproductivo restringido, etc.
No endémico	0	

Grado de Amenaza (Categorías UICN)	Valor
Extinto	6
Peligro crítico	5
En peligro	4
Vulnerable	3
Casi Amenazada	2
Preocupación menor	1

Protección

<u>Canarias</u>	Especie protegida en Canarias según la ley 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario de Especies Protegidas. Las especies del anexo V y del anexo VI en algunos casos han visto modificada su categoría debido a que se ha modificado el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas en el año 2011.
	Valor
En peligro de extinción	4
Vulnerable	3
De interés especial para los ecosistemas canarios	2

<u>España</u>	Especie protegida en el Estado Español (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas). Este Real Decreto deroga las leyes anteriores y se considera actualizado respecto de la ley canaria.	
---------------	--	--

Valor

En peligro de extinción	3	Se incluye en el Catálogo Español de Especies Amenazadas
Vulnerable	1	Se incluye en el Catálogo Español de Especies Amenazadas
De protección especial	1	No se incluye en el Catálogo Español de Especies Amenazadas

Europa

De acuerdo a la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que recoge lo establecido en las Directivas Europeas (Directiva Hábitat 92/43 aprobada por la CE el 21 de mayo de 1992, y ampliada por la Directiva 97/62/CEE de 27 de octubre, Directiva de Aves 79/409/CE, ampliada por la Directiva 91/294/CE).

Valor

Anexo II	4	Especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación (* especies prioritarias).
Anexo IV	3	Especies serán objeto de medidas de conservación especiales en cuanto a su hábitat, con el fin de asegurar su supervivencia y su reproducción en su área de distribución.
Anexo V	2	Especies animales y vegetales de interés comunitario que requieren una protección estricta.
Anexo IV	1	Especies animales y vegetales de interés comunitario cuya recogida en la naturaleza y cuya explotación pueden ser objeto de medidas de gestión.

Apéndice 7.2. Desarrollo metodológico para la obtención de la cartografía de valoración del territorio en función de la amplitud y calidad visual del paisaje

Ap.7.2.1. Análisis de la exposición Visual

Se realizó a una resolución espacial de 100x100 m, mediante el cálculo e integración de las cuencas visuales de 51 núcleos de población de la isla, de las principales carreteras y de 743 puntos de observación distribuidos en una malla regular de 2x2 km sobre el territorio insular. Asimismo, con el objeto de lograr una perspectiva completa de la isla se permitió la ubicación de puntos de observación desde el mar hasta una distancia de 5 km.

Para estimar el número total de observadores que divisan cada uno de los píxeles del territorio (165.366 celdas contenidas en el área de estudio) se calcularon individualmente las cuencas visuales de los temas antes mencionados y, a continuación, se combinaron algébricamente los mapas obtenidos. Para la clasificación se utilizó el algoritmo de (Jenks y Caspall 1971)

Los análisis realizados indican que el 8,71% del territorio insular no es visible desde los puntos de observación considerados y que, del resto de la superficie, el 24,63% y el 44,05%, corresponden, respectivamente, a zonas con un bajo y muy bajo grado de exposición visual. El 12,78% de la superficie de la isla es medianamente visible, un 6,90% tiene alto grado de visibilidad y sólo el 2,93% tiene muy alto grado de exposición visual.

La Figura Ap.7.2.1 recoge el mapa de exposición visual de la isla clasificado en seis zonas con diferentes grados de visibilidad de acuerdo con la Tabla Ap.7.2.1.

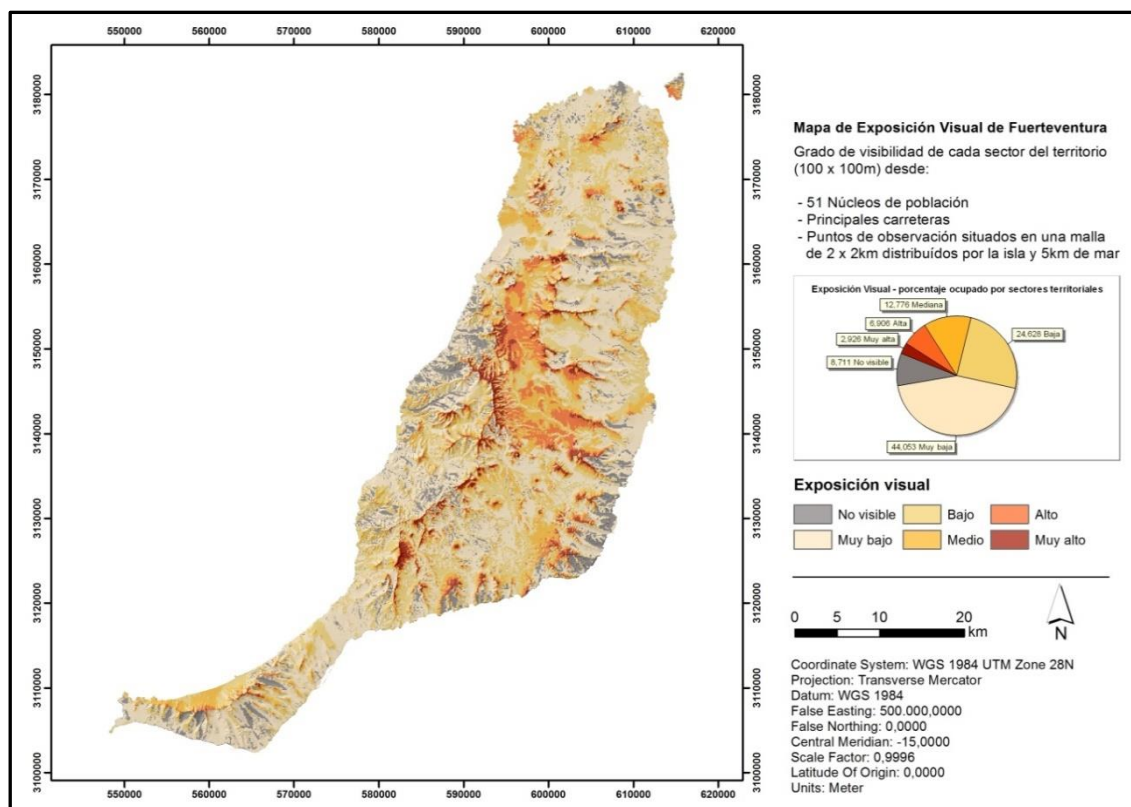


Figura Ap.7.2.1. Mapa de exposición visual de Fuerteventura obtenido mediante la integración de las cuencas visuales de 51 núcleos de población, las principales infraestructuras viarias y 753 puntos de observación distribuidos regularmente en el territorio y hasta una distancia de 5 km mar adentro.

Tabla Ap.7.2.1. Grado de exposición visual de las diferentes zonas detectadas

Exposición Visual	
Número de Observaciones para cada punto del Territorio	Grado de Visibilidad
0 (Clase -0)	No Visible
1-12 (Clase-1)	Muy Bajo
13-35 (Clase-2)	Bajo
36-62 (Clase-3)	Medio
63-102 (Clase -4)	Alto
103-290 (Clase -5)	Muy Alto

Ap.7.2.2 Análisis de la calidad visual

La calidad visual se valoró en términos de naturalidad del territorio. Como indicador de naturalidad se utilizó el grado de intervención antrópica sobre la vegetación de la isla, contrastando sus mapas de vegetación potencial y actual (Del Arco et al. 2003) y comprobando el grado de correspondencia entre unidades.

La correspondencia entre unidades de vegetación se realizó mediante una escala de 0 a 5, dónde 5 equivale a un 100% de correspondencia y 0 al grado máximo de intervención (Tabla Ap.7.2.2).

Tabla Ap.7.2.2. Escala de correspondencia entre vegetación potencial y actual de la isla, utilizada en la valoración de la calidad visual del territorio.

Valoración de la Correspondencia Vegetación Potencial-Actual	Descripción Cobertura del Suelo Actual
0	Medio urbano, Industrial e infraestructuras
1	Vegetación escasa / Desprovisto de vegetación
2	Áreas verdes antropizadas (plantaciones, cultivos, áreas ajardinadas)
3	Matorrales de sustitución diversos, herbazales, gramales, barrillar, etc.
4	Correspondencia parcial ²¹ⁱ
5	100% de correspondencia

El mapa resultante del análisis se recoge en la Figura Ap.7.2.2.

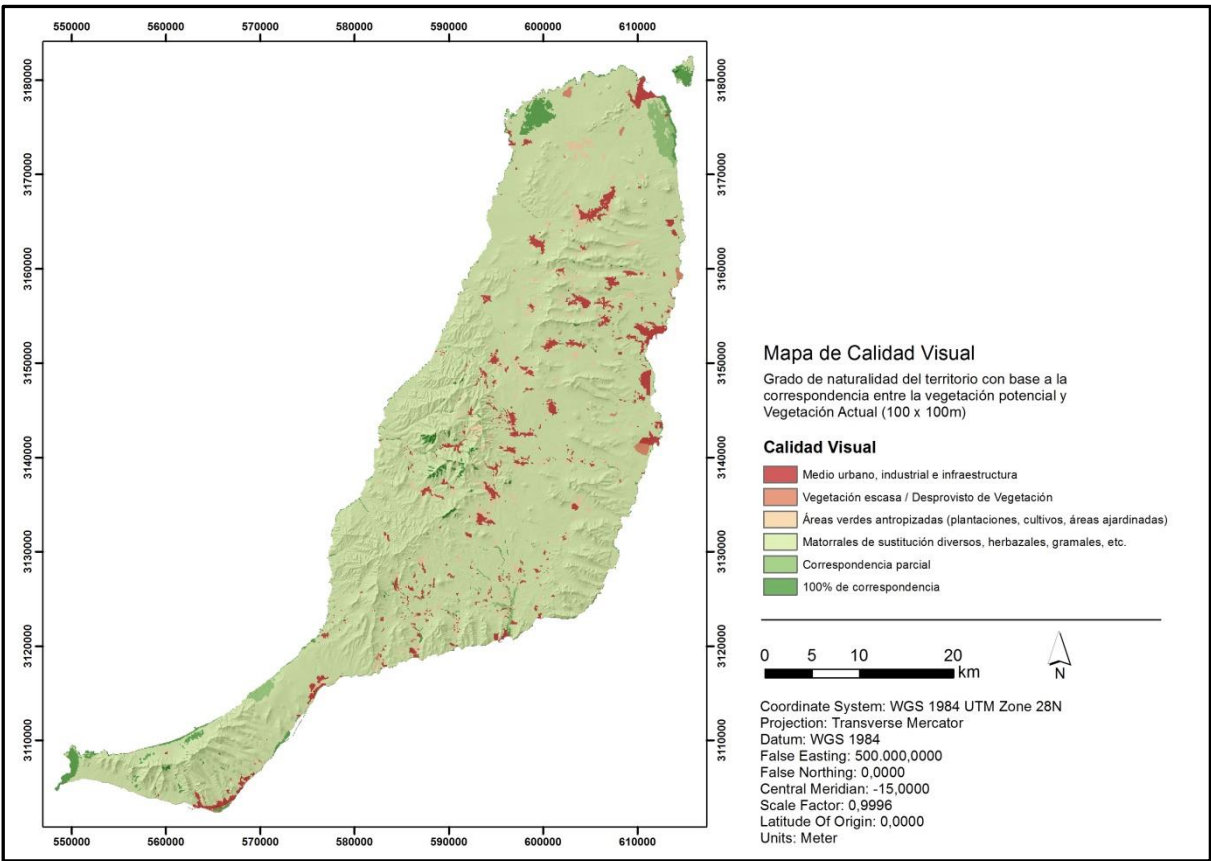


Figura Ap.7.2.2. Mapa de calidad visual de Fuerteventura obtenido mediante el análisis de correspondencia entre la vegetación potencial y actual de la isla.

²¹ Se atribuyó el código de “Correspondencia Parcial”, cuando la vegetación actual mantenía, en parte, la composición estimada para la vegetación potencial.

Ap.7.2.2. Mapa de valoración global (Amplitud y calidad Visual)

Se obtuvo a partir de la combinación algébrica entre los mapas de exposición y calidad visual. A partir del mapa obtenido (Figura Ap.7.2.3), se clasificaron el territorio cinco zonas que fueron las unidades de referencia utilizadas en los análisis integrados para la determinación de prioridades espaciales para el establecimiento del Parque Nacional en Fuerteventura.

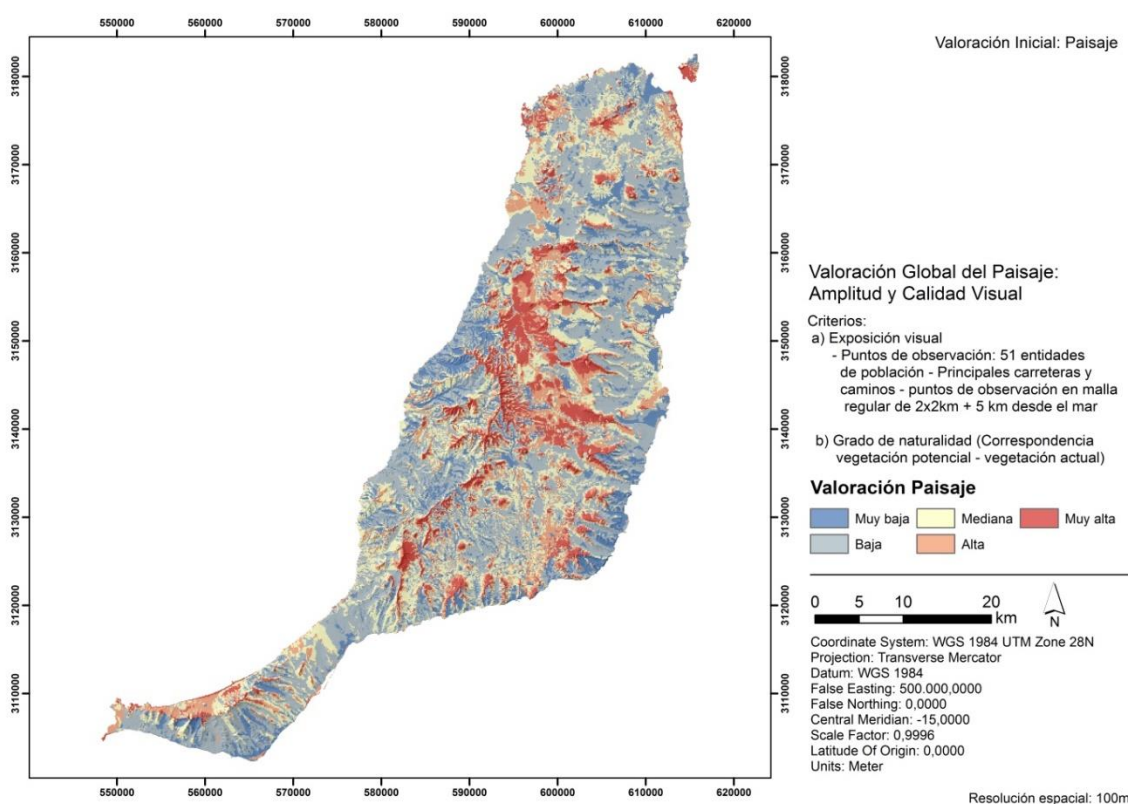


Figura Ap.7.2.3. Mapa de valoración global de amplitud y calidad visual del paisaje de Fuerteventura

Apéndice 7.3. Hipótesis de uso (actividades) consideradas en el cálculo de impactos ambientales

H1:	Autovía
H2:	Resort
H3:	Centro de información, mirador, observador astral, aparcamiento
H4:	Agricultura con terraza (gavias)
H5:	Agricultura intensiva, invernaderos
H6:	Ganadería extensiva regulada (0,2 cabra/ha)
H7:	Ganadería estabulada, pequeño puerto pesquero
H8:	Carretera asfaltada
H9:	Camino de tierra (bicicleta)
H10:	Senda (paseo)
H11:	Cantera, extracción de áridos
H12:	Camping
H13:	Camping tradicional majorero
H14:	Caza menor

Apéndice 7.4. Sistemas naturales terrestres españoles (Ley 30/2014, de 3 de diciembre)

- Matorrales supraforestales, pastizales de alta montaña, estepas leñosas de altura y cascajares
- Formas de relieve y elementos geológicos singulares del macizo Ibérico y las cordilleras Alpinas
- Formaciones y relieves singulares de montaña y alta montaña
- Sistemas naturales singulares de origen glaciar y periglacial
- Sistemas naturales singulares de origen kárstico
- Bosques mixtos atlánticos del piso colino o montano
- Robledales, hayedos y abedulares
- Quejigares y melojares
- Encinares, carrascales, alcornocales y acebuchales
- Abetales y pinsapares
- Pinares, sabinares y enebrales
- Garrigas xerófilas mediterráneas
- Estepares mediterráneos, espartales y albardinales
- Sistemas y formaciones asociadas a las cuencas terciarias continentales y marinas
- Zonas desérticas costeras y del interior
- Bosque de laurisilva
- Monte verde de fayal-brezal
- Tabaibales-cardonales y otras formaciones termo-macaronésicas
- Cursos de agua y bosques de ribera
- Cañones fluviales sobre relieves estructurales
- Depósitos y formas con modelado singular de origen fluvial y eólico
- Costas, acantilados, dunas y depósitos litorales
- Humedales y lagunas de alta montaña
- Lagunas halófilas, saladares y aljezares
- Lagunas de agua dulce, carrizales, espadañales, junciales y herbazales de tabla con encharcamiento temporal
- Humedales costeros y marismas litorales
- Sistemas naturales singulares de origen volcánico

Apéndice 7.5. Matrices de valoración inicial y final de los temas ambientales

VEGETACIÓN

Descripción Sintética	Valor Inicial	Valor Final													
		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
Acebuchal mayorero , Cardonal de Jandía, Cardonal mayorero, Palmeral, Tarajal, Saladar de marisma, Saladar de matomoro, Saladar de sapillo, Tabaibal dulce mayorero, Balanconal	5	1	3	1	1	1	2	1	2	4	4	1	2	3	4
Comunidad de dunas/arenales y endémicas de sustitución Andryalo variaae-Asteriscetum sericeae	4	1	2	2	2	1	2	1	2	3	3	1	2	3	3
Matorrales de Sustitución no endémicos Chenoleoideo tomentosae-Suaedetum mollis Chenoleoideo tomentosae-Suaedetum mollis variante con Gymnocarpos	3	1	2	1	2	1	1	1	2	3	3	1	1	2	3
Cultivos y Plantaciones															
Cultivos, Cultivos de Prunus dulcis, Palmeral antrópico															
Plantaciones de Acacia spp, Plantaciones de Agave spp. Plantaciones de Opuntia spp., Plantaciones de Pinus halepensis, Plantaciones Mixtas de Pinus canariensis con Pinus halepensis	2	1	1	1	2	1	2	1	2	2	2	1	1	1	2
Zonas Urbanas / Ajardinadas / Desprovistas de vegetación															
Areas Ajardinadas (áreas ornamentales, campos de golf, etc.), Caseríos, áreas urbanas, industriales y de servicios	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Desprovisto de vegetación															

FAUNA

Descripción Sintética	Valor Inicial	Valor Final													
		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
Muy alto	5	1	1	1	4	1	4	1	2	3	4	1	3	4	1
Alto	4	1	1	1	3	1	3	1	2	3	3	1	2	3	1
Medio	3	1	3	3	3	1	3	1	2	2	3	1	2	2	1
Bajo	2	1	2	2	3	2	2	1	1	2	2	1	2	2	1
Muy bajo	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

SUELOS

Descripción Sintética	Valor Inicial	Valor Final													
		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
Argids-Calcids-Fluents	8	1	4	4	8	6	7	6	5	7	7	1	5	7	8
Psamments	7	1	4	4	7	5	6	5	4	6	7	1	5	6	7
Calcids	6	1	3	3	7	5	6	5	4	6	6	1	5	5	6
Fluents	5	1	3	3	6	4	5	4	3	5	5	1	4	5	5
Psamments-Calcids-Fluents	4	1	3	3	5	3	4	3	2	4	4	1	3	4	4
Calcids-Fluents	3	1	2	2	4	2	3	2	1	3	3	1	2	3	3
Calcids-Orthens-Rocas	2	1	1	1	4	1	2	1	1	2	2	1	1	2	2
Coladas recientes	1	1	2	1	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

CONECTIVIDAD ECOHIDROLÓGICA

Descripción Sintética	Valor Inicial	Valor Final													
		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
Muy alta	5	1	1	4	5	4	4	4	3	4	4	1	4	4	5
Alta	4	1	1	3	5	4	3	4	3	4	4	1	2	3	4
Media	3	1	2	2	4	4	3	4	2	3	3	1	2	3	3
Baja	2	1	2	1	3	3	2	3	1	2	2	1	2	2	2
Muy baja	1	1	1	1	3	2	1	2	1	1	1	1	1	1	1

AMPLITUD Y CALIDAD VISUAL DEL TERRITORIO

Descripción Sintética	Valor Inicial	Valor Final													
		H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
Muy alta	5	1	3	4	5	1	4	3	2	4	5	1	3	2	4
Alta	4	1	3	3	4	1	4	3	2	4	4	1	3	2	3
Media	3	1	2	3	4	1	3	2	2	3	3	1	2	1	3
Baja	2	1	1	2	3	1	2	1	2	2	2	1	1	1	2
Muy baja	1	1	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

FISIOGRAFIA

Descripción Sintética	Valor Inicial	Valor Final													
		VH1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14
Manifestaciones de volcanismo reciente: Isla de Lobos, Volcán y Malpaís de La Arena y Alineación volcánica del Bayuyo, Centros de emisión y coladas de Malpaís Grande y Malpaís Chico, Volcán y malpaís de Jacomar Grandes complejos dunares: Dunas de Corralejo y Jables del Istmo de Jandía Intrusiones plutónicas: Montaña de Tindaya e Intrusión sienítica de Las Peñitas y áreas de interés geológico del litoral de Ajuy.	6	1	1	1	1	1	5	5	2	4	5	1	1	5	6
Relieves asociados al Complejo Basal: Cuencas del complejo circular de la Vega del Río Palmas. Conjuntos Volcánicos Recientes: Montaña Roja. Grandes Relieves Tabulares: Arco y acantilados de Jandía y Montaña Cardón. Pequeños Sistemas Dunares: Jables del Cotillo, Majanicho, Vigocho. La Angostura y Lajares.	5	1	1	1	1	1	5	5	3	4	5	1	1	4	5
Grandes relieves tabulares de la Serie I: Cuchillos del Norte, Centro y Este. · Conjuntos Volcánicos Recientes: Malpaís del Norte, Malpaíses recientes, Malpaís y Volcán de Montaña Quemada, Caldera de Caldereta	4	1	1	2	1	2	4	4	2	4	4	1	1	4	4

Conjuntos Volcánicos Recientes: Volcanes de las Serie II y III. · Incisiones en materiales recientes: Barrancos de La Herradura, Los Molinos, Esquinzo y del Río Cabras.	3	1	2	3	2	2	3	3	3	3	3	1	2	3	3
Grandes Relieves Tabulares de la Serie I: Relieves residuales, Laderas de Tefía. · Conjuntos Volcánicos Recientes: Malpaís de Villaverde. · Grandes Valles en U: La Matilla – Tetir – Casillas del Ángel. · Grandes Llanos: Llano de Antigua- Triquivijate, Llano de Tuineje- Tiscamanita, Llano endorreico de La Oliva	2	1	2	2	2	1	2	2	2	2	2	1	2	2	2
Grandes Llanos: Llanos de La Taca, Llano endorreico de Lajares-Villaverde, Llanura costera oriental, Llano de Tefía, Llanura central, Llanos de Tuineje.	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1



Islas Canarias

OCEANO ATLÁNTICO

La Palma

Tenerife

La Gomera

El Hierro

Gran Canaria

Fuerteventura

Lanzarote

